

UNIVERSIDAD INTERAMERICANA DE PUERTO RICO
RECINTO DE SAN GERMÁN
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍA
PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

EVALUACIÓN DE PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN EL SISTEMA
DIGESTIVO EN PECES DE ARRECIFE DE IMPORTANCIA COMERCIAL Y
RECREATIVA EN PUERTO RICO

Por
Yessenia Marín Vargas
©Derechos Reservados 2023

UNIVERSIDAD INTERAMERICANA DE PUERTO RICO
RECINTO DE SAN GERMÁN
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TECNOLOGÍA

Tesis presentada y aprobada como requisito parcial para completar el grado de
Maestría en Ciencias en Ciencias Ambientales

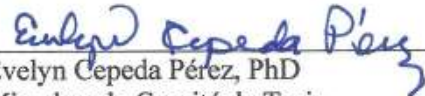
**EVALUACIÓN DE PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS
EN EL SISTEMA DIGESTIVO EN PECES DE ARRECIFE DE
IMPORTANCIA COMERCIAL Y RECREATIVA EN
PUERTO RICO**

Yessenia Marín Vargas
Mayo 2023

Miembros del Comité Graduado:


Ricardo López Ortiz, PhD
Director de Tesis

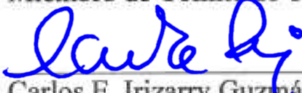
12 mayo 2023
Fecha


Evelyn Cepeda Pérez, PhD
Miembro de Comité de Tesis

12 mayo 2023
Fecha


Daniel Matos Caraballo, MS
Miembro de Comité de Tesis

12 de Mayo de 2023
Fecha


Carlos E. Irizarry Guzmán, DBA
Director Escuela de Estudios Graduados e Investigación

12 de mayo de 2023
Fecha


Ileana Ortiz Rivera, EdD
Decana Interina de Asuntos Académicos

23 de mayo de 2023
Fecha

AGRADECIMIENTOS

La realización de esta investigación fue un gran reto para mí y conllevó grandes sacrificios en momentos de pandemia por el virus COVID-19, varios huracanes, temblores, y apagones extensos. Aunque esto me ayudó a crecer y perseverar como ser humano, hace que mi agradecimiento sea extensivo a: Dios por siempre estar a mi lado y por guiarme por el buen camino e iluminarme y darme su bendición para lograr mis metas. Los mejores padres del mundo, míos, porque ellos siempre me apoyaron, motivaron, ayudaron e alumbraron la ruta para mi carrera académica y mis sueños, ¡son una gran bendición! A mi director de tesis, el Dr. Ricardo López, por siempre apoyarme, tener paciencia conmigo, comprenderme y enseñarme en todo momento, un gran profesor y amigo. A la Dra. Evelyn Cepeda, por creer en mí desde un principio, ser miembro del comité graduado y su gran aportación en la revisión de la tesis. Al Sr. Daniel Matos, por aceptar el reto de apoyarme y ser parte de mi comité cuando ya la investigación estaba comenzada; un gesto que valoro muchísimo. Al Dr. Miguel Rivas por introducirme al tema de los microplásticos y creer en mí. A Katsí R. Ramos, por sus visitas a la oficina, café y apoyo logístico incondicional. A Wilson Santiago por su amabilidad y disponibilidad con los datos y su gestión con la Dra. Virginia Shervette. A los empleados de la División de Investigación y Manejo Pesquero Comercial, en particular a Noemí Peña, Verónica Seda y Wilfredo Torres por facilitarme el área y los materiales para la investigación. A los pescadores Santos Rodríguez y Daniel Irizarry de Villa Pesquera Puerto Real, Martín Quiñones del sector La Mora, Walter y Emilio Martínez de Villa Pesquera Dockey y Eugenio “Geño” Piñeiro, por las muestras y cooperación.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
Resumen.....	6
Abstract.....	7
Justificación.....	8
Objetivos de la investigacion.....	16
Generales.....	16
Específicos.....	16
Hipótesis.....	17
Revisión de literatura.....	19
Origen de los microplásticos.....	20
Basura marina.....	20
Fragmentación.....	21
Tipos de microplásticos.....	22
Efecto de los microplásticos en el medio ambiente.....	24
Transferencia a través de la cadena trófica.....	26
Efecto de microplásticos en los peces.....	27
Estudios de la ingesta en los organismos marinos.....	29
Estudios de exposición de microplásticos en la salud humana.....	31
Estudios de microplásticos en ecosistema marino fuera del Océano Atlántico.....	34
Estudios de microplásticos en ecosistemas marinos del Atlántico.....	37
Estudios de microplásticos en “América Latina y el Caribe”	38
Estudio de cuantificación de microplásticos en la costa caribeña de Colombia.....	39
Estudio de oligoelementos en microplásticos en Cartagena.....	40
El carrucho como indicador de la contaminación por microplásticos en el Caribe.....	40
Otras islas del Caribe.....	41

Cuba.....	41
Puerto Rico.....	41
Metodología.....	43
Área de estudio.....	43
Análisis de datos.....	43
Determinación del peso del sistema gastrointestinal (SG) de los peces.....	44
Procedimientos.....	44
Mantenimiento de los sistemas gastrointestinales.....	44
Detección de microplásticos.....	45
En el contenido gastrointestinal (CG).....	45
Insertados en el TG.....	45
Variables descriptivas de los microplásticos.....	47
Variables biométricas.....	47
Determinación de sexo de forma visual.....	47
Determinación de sexo por microscopía.....	48
Determinación de etapa gonadal por microscopía.....	48
Variables morfométricas.....	49
Variables ambientales.....	49
Clima y periodo muestreado.....	49
Variables ecológicas.....	51
Perfiles de hábitat.....	51
Salinidad.....	51
Zonas verticales.....	51
Fondos marinos.....	52
Variables taxonómicas.....	53
Variables de pesquería.....	53

Desembarcos.....	53
Artes de pesca.....	53
Resultados.....	55
Variables de microplásticos.....	55
Variables biométricas.....	61
Variables morfométricas.....	68
Variables climáticas.....	71
Variables ecológicas.....	74
Perfiles de hábitat.....	74
Salinidad.....	85
Tipos de fondos.....	88
Zonas verticales.....	94
Variables taxonómicas.....	97
Variables de pesquería.....	98
Discusión.....	105
Conclusión.....	134
Referencia.....	140
Tablas.....	156
Figuras.....	170
Apéndice.....	186

RESUMEN

Se evaluó la presencia de partículas microplásticas (PMP) en el sistema gastrointestinal de peces de arrecifes, de importancia comercial y recreativa en Puerto Rico. Se determinó las posibles relaciones de las variables descriptivas de las PMP, con variables biométricas, morfométricas, ambientales, taxonómicas y de pesquería. Las PMP se extrajeron usando el método de digestión con peróxido de hidrógeno y técnicas de microscopía. En el 34% de las muestras del contenido estomacal (CG), se detectó un total de 35 PMP (1.67 por pez contaminado); mayormente microhilos negros con longitudes de 1.1 μm a 6.8 μm . Esto fue el primer indicio de que recientemente los peces habían ingerido PMP en su medio ambiente. Comparativamente, en el 58% de las muestras de tejido gastrointestinal (TG) se detectó un total de 80 PMP (1.77 por pez) en forma de microhilos y microfragmentos, mayormente negros, con longitudes de 0.95 μm a 15.5 μm . Esto indica que los peces bioacumularon las PMP por ingestión y que la contaminación es prácticamente ubicua. Una mayor proporción de PMP en el TG que en el CG fortalece la hipótesis de que la bioacumulación es prevalente. No se detectó relación entre las PMP con las variables biométricas y morfométricas. Las PMP probablemente fueron muy pequeñas en relación con el tamaño de los peces, por lo que la ingestión probablemente no fue intencional y directamente a través de la ingesta de agua ambiental o biomagnificación. No se encontró relación de la cantidad de PMP por pez, ni en la proporción de peces contaminados, con la precipitación fluvial, lo que sugiere que la contaminación no necesariamente es principalmente de origen endógeno. Por otro lado, el tamaño de las PMP parece depender de la exposición de estas según la densidad del agua, el perfil del hábitat (zonas de mayor deposición) y las corrientes (zonas de afloramiento alimenticio).

ABSTRACT

The presence of microplastic particles (MPP) in the gastrointestinal system of commercial and recreational reef fish in Puerto Rico was evaluated. The possible relationships of the descriptive variables of the MPP, with the biometric, morphometric, environmental, taxonomic and fishery variables were determined. The MPP were extracted using the hydrogen peroxide digestion method and microscopy techniques. In 34% of the stomach content (SC) samples, a total of 35 MPP (1.67 per contaminated fish) were detected; mostly black micro-threads with lengths from 1.1 μm to 6.8 μm . This was the first indication that the fish had recently ingested MPP in their environment. Comparatively, in 58% of the gastrointestinal tissue (GT) samples, a total of 80 MPP (1.77 per contaminated fish) were detected in the form of micro-threads and micro-fragments, mostly black, with lengths from 0.95 μm to 15.5 μm . This indicates that fish bioaccumulated MPP in tissue upon ingestion and that contamination is virtually ubiquitous. A higher proportion of MPP in the GT than in the SC strengthens the hypothesis that bioaccumulation is prevalent. No relationship was detected between MPP with biometric and morphometric variables. The MPP were probably very small in relation to the fish sizes, so the ingestion was probably unintentional, and directly through intake of environmental water or biomagnification. No relationship was found between the amount of MPP per fish, nor in the proportion of contaminated fish, with fluvial precipitation, which suggests that the contamination is not necessarily mainly of endogenous origin. On the other hand, the size of the MPP seems to depend on their exposure according to the density of the water, the profile of the habitat (areas of greater deposition) and the currents (areas of food upwelling).

JUSTIFICACIÓN

La palabra “plástico” aparece por primera vez como adjetivo en el Diccionario castellano, de Enrique de Terreros, publicado entre 1765 y 1783. No es hasta, 1950 que se comienza a utilizar como sustantivo. Esto se debe a la vertiginosa expansión de los materiales de plásticos derivados con hidrocarburos que se convirtieron en materia prima de millares de productos industriales (Soca, 2021). Las diez industrias que más generan plásticos a nivel mundial son: “Coca-Cola”, “Pepsico”, “Nestlé”, “Danone”, “Mondelez International”, “Procter & Gamble”, “Unilever”, “Perfetti van Melle”, “Mars Incorporated” y “Colgate-Palmolive”, todas marcas registradas (Greenpeace, 2019). La basura existente por estos plásticos que afecta los océanos y vías fluviales recae en las empresas que no dan opciones a los consumidores de comprar productos que sean menos dañinos con el medio ambiente (Greenpeace, 2019). Los plásticos son sustancias de origen orgánico formadas por largas cadenas macromoleculares que contienen carbono e hidrógeno y principalmente, se obtienen mediante reacciones químicas entre diferentes materias primas de origen sintético o natural (Biscontini, 2018). Acosta Coley (2014), afirma que el término plástico se aplica a una gran variedad de materiales que en alguna etapa de su manufactura son capaces de fluir, de tal manera que, pueden ser extruidos, moldeados, retorcidos, preformados o aplicados como una capa. Estos polímeros sintéticos son típicamente preparados a partir de procesos de polimerización de monómeros derivados del petróleo o gas, mediante el agregado de varios aditivos químicos. Los microplásticos (PMP) son piezas extremadamente pequeñas de desechos plásticos en el medio ambiente que resultan de la eliminación y descomposición de productos de consumo y desechos industriales (Kannan y Vimalkumar 2021). Las PMP se dividen en dos categorías generales: PMP primarias fabricadas en tamaño pequeño. Por ejemplo, se mencionan los gránulos de plástico de preproducción utilizados en la

fabricación o microesferas en productos de cuidado personal o PMP secundarias que resultan de la descomposición de plásticos más grandes.

Según, Rodríguez-Díaz *et al.* (2020), la presencia de material plástico en el ambiente marino comenzó a considerarse como un problema temprano en los 1970s. La Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2018) plantea que la mayoría de los plásticos no se biodegradan. El impacto ambiental de los plásticos comienza en tierra, donde el 12% de los plásticos se incineran y el 79% terminan en vertederos o en el medio ambiente; particularmente, en los cuerpos marinos llegando a constituir el 80% de la basura marina (Greenpeace, 2016; Tintoré Pujol-Soliano, 2016). Estos plásticos se distribuyen en playas como en los océanos, en la superficie del mar como en el fondo, cerca de grandes ciudades como en islas remotas y la Atlántica, se ha convertido en un problema global en constante crecimiento. Una vez estos plásticos llegan al mar, la radiación ultravioleta (UV) procedente de la luz solar es el agente que más degrada el plástico y luego la acción del oleaje acelera el proceso de fragmentación, de plásticos a menores tamaños (Cole *et al.*, 2011; Greenpeace 2016).

Según la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, agencia científica del Departamento de Comercio de los Estados Unidos (“National Oceanic and Atmospheric Administration” o NOAA por sus siglas en inglés), las PMP generalmente son artículos de plástico que miden menos de 5 mm en su dimensión más larga, esta definición también incluye nanoplásticos que son partículas de menos de 100 nanómetros (nm) igualmente medidas (Lusher *et al.*, 2017). Por tal razón, para propósitos de esta tesis, se considerará los fragmentos plásticos menores de 5 mm como PMP. Cuando el plástico alcanza esta etapa, se vuelve aún más difícil de retirar de los océanos (ONU, 2018). Esta organización indica que se han encontrado altas concentraciones de materiales plásticos, particularmente bolsas plásticas, bloqueando las vías respiratorias y los estómagos de

cientos de especies. Menciona que además existe evidencia de que los químicos tóxicos agregados durante la fabricación de plásticos se pudieran estar transfiriendo al tejido animal y eventualmente ingresan a la cadena alimenticia humana. La ONU (2018), señaló que hay incapacidad de hacer frente a la cantidad de residuos plásticos que generamos.

Jambeck *et al.* (2015), señalan la dificultad en la estimación de la cantidad de plásticos que acaba en los océanos cada año. El hecho de que la mayoría de los residuos se hundan y se acumulen en los sedimentos o se incorporen a la cadena alimenticia, dificulta llegar a una estimación aproximada de la cantidad de residuos plásticos que se encuentran en nuestros mares y océanos. Luego, Cole *et al.*, (2011), mostraron una creciente preocupación ambiental por los plásticos. Estos investigadores mencionan que, en el entorno marino, el plástico es ampliamente considerado como el principal constituyente de los ‘desechos marinos’. Las concentraciones más elevadas de partículas flotantes de plásticos se han descrito en las áreas centrales del océano Atlántico Norte y del Pacífico, donde las corrientes superficiales oceánicas provocan su acumulación (Tintoré Pujol-Soliano, 2016). Harris (2020), indica que, debido a sus bajas densidades, se espera que la mayoría de las PMP de menos de 2 mm de tamaño se transporten como carga suspendida en lugar de carga de fondo. Esto tiene implicaciones significativas para el destino de las PMP más grandes (>2–4 mm). Las partículas grandes transportadas como carga de fondo (rodando y rebotando a lo largo del lecho marino) se fracturan y reducen de tamaño. Pohl *et al.* (2020), dicen que, debido al tamaño alargado de las fibras y la relación muy grande entre el área de la superficie y el volumen, es más probable que sean impactadas y arrastradas hacia abajo por la sedimentación de los granos de arena. Por lo tanto, posiblemente las fibras que se encuentran cerca de la base del flujo queden atrapadas y enterradas por el depósito de arena. Las fibras también pueden enterrarse parcialmente y mantenerse cautivas antes de enterrarse por completo en una etapa

posterior (Pohl *et al.* 2020). Este mecanismo resulta en un enriquecimiento de fibras microplásticas en los depósitos y eventualmente en un agotamiento de fibras en la corriente de turbidez. Por lo tanto, las corrientes de turbidez y otros flujos cargados de sedimentos (como, en ríos dominados por una carga de fondo llamativa) que presentan una rápida deposición de granos gruesos pueden representar un mecanismo eficiente de segregación y enterramiento de micropartículas (Pohl *et al.* 2020).

Los plásticos que tan fácilmente desechamos pueden ser perjudiciales para la vida marina, ya que los animales se pueden enredar, asfixiar o estrangular con ellos o pueden provocar malnutrición. Alvarado León (2019), menciona que, de acuerdo con la ONU, alrededor de 13 millones de toneladas de plásticos, son vertidas en los océanos cada año, afectando a la biodiversidad, la economía y potencialmente la salud humana. Este autor plantea que, según el programa del medio ambiente de la ONU, estima que en 2050 habría más plásticos que peces en el mar.

Tintoré Pujol-Soliano (2016), realizó un estudio de la estimación de conteos de partículas esperados basados en la fragmentación de partículas grandes, que demuestran la ingesta de estas por parte de diferentes especies. Este investigador menciona que las PMP tienen un tamaño muy similar al zooplancton (microorganismos que sirven de alimento a muchas especies); por lo que se puede dar una ingesta directa de estos durante la depredación o indirectamente por organismos filtradores de zooplancton. De hecho, cientos de especies de peces, incluidas muchas que son alimento para la gente, están consumiendo plásticos (McInturf, 2021).

Según definido por Miller *et al.* (2020), la bioacumulación es la absorción neta de un contaminante del medio ambiente por todas las rutas posibles (por ejemplo, contacto, ingestión, respiración) de cualquier fuente (por ejemplo, agua, sedimentos, presas). Según Miller *et al.* (2020), la bioacumulación se produce cuando la absorción de un

contaminante es mayor que la capacidad de un organismo para ingerir un contaminante. La bioacumulación y la posterior transferencia trófica de un contaminante pueden resultar en la biomagnificación de estos contaminantes a niveles tróficos más altos. Por lo tanto, Miller *et al.* (2020), definen la biomagnificación a través de una red alimentaria como el aumento en la concentración de un contaminante en un organismo en comparación con la concentración en su presa. Un supuesto importante para esta definición es que toda la contaminación en niveles tróficos más altos es un resultado directo del consumo de presas en niveles tróficos más bajos. El estado de alto nivel trófico y la larga vida útil de algunas especies de peces las hacen susceptibles a la bioacumulación y biomagnificación de contaminantes químicos acuáticos, que se ha demostrado que causan efectos adversos a nivel de población (Nelms *et al.*, 2019).

Los pequeños organismos marinos que ingieren partículas plásticas, cuando son presas de depredadores, transfieren estas en parte o en su totalidad a la cadena alimenticia. Huang *et al.* (2021) indica, que cuando los animales ingieren PMP con la comida que buscan en los ecosistemas de zonas costeras (manglares, pastos marinos y marismas), pueden asfixiarse, morir de hambre o las pequeñas partículas de plástico pueden atascarse en diferentes lugares del cuerpo y causar daños. Boerger *et al.* (2010), en muestras de peces planctívoros del Giro Central del Pacífico Norte, encontraron que el 35% de los peces colectados contenían fragmentos de plástico. Estos investigadores mencionan que los peces que se alimentan de plancton, suelen ser el alimento de otros peces en la cadena alimenticia, trae como consecuencia, la transferencia de partículas plásticas. Esto coincide con que los peces que ingieren plásticos pueden debilitarse y esto ocasionar que se vuelvan presa fácil (Tintoré Pujol-Soliano, 2016). Además, Rojo-Nieto y Montoto (2017), mencionan que la ingesta de PMP en organismos marinos pueden tener consecuencias en cuanto a los trastornos en la alimentación, la digestión, la reproducción

y bloquear los apéndices utilizados para obtener comida u ocluir el paso por el tracto intestinal de algunos organismos, limitar la ingesta de comida, reducir la cantidad de energía disponible, entre otros. De hecho, el efecto potencial de la ingesta de PMP en peces es la mala nutrición, inanición y reducción de las poblaciones (Cole *et al.*, 2011). De-la-Torre (2019), plantea que el porcentaje de PMP ingeridos por peces varía ampliamente, desde 0.25% hasta 100% de la muestra. Esto se debe a que los peces con comportamientos de alimentación no selectivos pueden ingerir mayor cantidad de PMP que los selectivos. Las PMP y los nanoplásticos (<100 nm) son una amenaza seria para todo ser viviente, ya que se encuentran en el agua que tomamos, en el pescado, la carne, las frutas y los vegetales que consumimos además de contener tereftalato de polibutileno.

Las PMP de menos de 130 μm de diámetro, una vez ingeridas por los seres vivos, tienen el potencial de translocarse a distintos tejidos, desencadenando una respuesta inmune localizada (Delgado, 2019). Diferentes trabajos experimentales con ratas muestran la translocación de estas partículas desde la cavidad intestinal a la linfa y al sistema circulatorio. Además, las partículas muy finas son capaces de atravesar las membranas celulares, la barrera hematoencefálica y la placenta, con efectos documentados que incluyen el estrés oxidativo, el daño celular, la inflamación, entre otros deterioros (Delgado, 2019). En este sentido, varios complejos de nanopartículas se han diseñado como agentes de transporte de fármacos. Por lo tanto, parece aceptable que estas nanopartículas podrían afectar al sistema nervioso central e incluso producir cambios de comportamiento de los seres expuestos (Delgado, 2019).

Según Wright y Kelly (2017), es posible que la absorción de PMP sea muy limitada. La mayor parte de las PMP se encuentra en el tubo digestivo de los animales. Basado en eso, Gómez *et al.* (2019), sugiere que no parece que puedan darse los fenómenos de bioconcentración y biomagnificación de las PMP. De hecho, en el 2020,

Walkinshaw *et al.* identificaron nueve piezas de literatura donde los autores estudiaron la cantidad de PMP que se encuentran en los mejillones marinos, en sus ambientes naturales, con rangos de ingestión que varían de 0.2 a 5.36 PMP y analizando esos estudios y sugieren que las PMP no se biomagnifican, ya que estas son más frecuentes en organismos de tróficos inferiores y que para ese entonces no había evidencia suficiente para considerarlas como riesgos para la salud humana.

Por otro lado, frente a una exposición crónica a PMP en condiciones de laboratorio, se observó que estos afectan negativamente la fecundidad, la supervivencia larvaria y el desarrollo adecuado de los organismos estudiados. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, más conocida como FAO por sus siglas en inglés de “Food and Agriculture Organization”, estos resultados, sugieren, que aún se sabe poco sobre la capacidad de las PMP para alterar los procesos ecológicos y acumularse en condiciones naturales (FAO, 2019).

Determinar la presencia de PMP en el sistema digestivo en peces comerciales y recreativos es importante. De acuerdo con Chávez-Comparan *et al.* (2008), los peces son componentes importantes en el medio marino y representan en el ecosistema una aportación significativa en la cadena alimenticia de los océanos. Igualmente, el interés en los peces desde el punto de vista económico como fuente de alimento y turístico es relevante en las zonas costeras. La División de Investigación y Manejo Pesquero Comercial del Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA), con oficinas en el Laboratorio de Investigaciones Pesqueras (LIP) en el Municipio de Cabo Rojo, cuenta con varios proyectos y programas de conservación pesquera. Entre ellos se encuentran 1) el Proyecto F-48 que estudia mediante histología la reproducción y crecimiento de especies de peces de importancia recreativa y comercial en PR, auspiciado por el Servicio de Pesca y (USFWS por sus siglas en inglés), y 2) el Programa de

evaluación y vigilancia del área sureste de los EU (“Southeast Area Monitoring and Assessment Program” o SEAMAP por sus siglas en inglés) auspiciado por la NOAA, donde muestrean los peces de forma experimental y aleatoria. Tanto F-48 como SEAMAP dirigen sus estudios hacia el ecosistema arrecifal. También están relacionados ecológicamente con las comunidades de hierbas marinas, manglares y marismas circundantes. Uno de los motivos por los que los arrecifes de coral son tan valiosos es porque funcionan como centro de actividad de la vida marina (EPA, 2018). El director del Laboratorio de Investigaciones Pesqueras demostró interés en que se examinaran las muestras de SEAMAP para detectar PMP. La pesca de SEAMAP proveería datos independientes de pescadores, o sea datos representativos de las aguas alrededor de PR.

La importancia de estos peces y la tendencia reportada sobre la contaminación de los mares con PMP fundamentan los objetivos de esta tesis bajo la meta de conocer más sobre el consumo de PMP por peces de importancia económica (recreativa o comercial). Las diferentes especies fueron clasificadas como que frecuentan o no las distintas categorías de zonas como parte de su hábitat. Tomadas de Robertson y Van Tassell (2019). Además, en este estudio y de acuerdo con Ramírez Colón y Soto Santiago (2017), con la información recopilada en la investigación y su divulgación, se pretende aumentar la resiliencia de nuestros ecosistemas costeros y marinos, incluyendo nuestros recursos pesqueros. También, el alcance del estudio pudiera aportar información útil para fortalecer la calidad de nuestros cuerpos de agua y, a su vez, proteger la salud humana.

OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

Esta investigación se desarrolló según los siguientes objetivos:

❖ Objetivo general

Evaluar la presencia de PMP en el sistema digestivo en peces de arrecifes de importancia comercial y recreativa en PR mediante un análisis descriptivo de las muestras colectadas del 15 de octubre de 2019 al 24 de septiembre de 2020.

❖ Objetivos específicos

- ❖ Determinar presencia de PMP en el sistema gastrointestinal o (SG), de peces de arrecifes de importancia comercial y recreativa en PR. Este se compone del tracto gastrointestinal (TG) lo cual sería únicamente el tracto digestivo desde el estómago hasta el final del intestino, y el contenido gastrointestinal (CG), el cual se refieren a lo que fue consumido por el pez recientemente y que no está adherido a las paredes del TG.
- ❖ Describir las PMP por tamaño, color y forma.
- ❖ Comparar la cantidad de PMP considerando variables descriptivas, biométricas, morfométricas, ambientales, ecológicas, taxonómica y de pesquería.

HIPÓTESIS

En forma general serán consideradas como:

- ❖ Hipótesis nula: Con el método utilizado no se pudo detectar diferencia estadística significativa a los resultados esperados si fueran dispuestos al azar o si pertenecieran a una misma población de datos.
- ❖ Hipótesis alterna: Con el método utilizado sí se pudo detectar diferencia estadística significativa a los resultados esperados si fueran dispuestos al azar o si pertenecieran a una misma población de datos.
- ❖ Otras hipótesis alternas serán presentadas, pero de forma específica.

Las preguntas van dirigidas a lo siguiente:

- 1) Variables de PMP con el objetivo de validar el método para detectarlas y describir y comparar sus características en el CG y el TG por separado.
- 2) Variables biométricas con el objetivo de:
 - a. Describir y comparar las características del SG con relación a las PMP detectadas.
 - b. Comparar las características de las PMP detectadas entre los diferentes sexos y etapas gonadales de los peces muestreados.
- 3) Variables morfométricas con el objetivo de comparar las características de tamaño de los peces con las características de las PMP detectadas.
- 4) Variables climáticas con el objetivo de comparar las características de las PMP detectadas entre las zonas de precipitación fluvial y estaciones climáticas anuales.
- 5) Variables de hábitat con el objetivo de comparar las características de las PMP detectadas entre perfiles de hábitat, salinidad, tipos de fondos y zonas verticales.

6) Variables de Pesquería con el objetivo de, según las características de las PMP, detectar diferencias entre:

- a. Las especies de peces.
- b. Las zonas de pesca.
- c. Las zonas de desembarcos.
- d. Las artes de pesca.
- e. Los tipos de pesca (comercial vs. experimental).

REVISIÓN DE LITERATURA

Chávez-Comparan *et al.* (2008) sostienen que los arrecifes de coral cuentan con la mayor concentración y diversidad de especies de peces sobre el océano y que la persistencia de los plásticos en el arrecife puede vincular riesgos serios para el ser humano y la fauna salvaje. Estos plásticos producen cambios en los ecosistemas, exposición a sustancias químicas, que bien están presentes en la composición de estos o adsorbidos en ellos en el medio marino, y a efectos letales y subletales debido a su ingestión, así como al atrapamiento con elementos de plástico por parte de la fauna marina (Rojo-Nieto y Montoto, 2017).

Muchas especies marinas están expuestas por el impacto que generan los desechos de plástico en sus organismos que se convierten en trampas mortales para aquellas especies que no logran escapar (ej. enredados en plásticos como redes de pesca, bolsas y botellas (Butler *et al.*, 2019). También algunas especies marinas pueden ingerir estos plásticos, porque los confunden con peces pequeños (Butler *et al.*, 2019). De hecho, el tamaño de las PMP es un factor esencial porque condiciona su capacidad para atravesar la membrana celular del sistema digestivo e infiltrarse en el torrente sanguíneo de animales y humanos. En este sentido las PMP tienen poca o ninguna capacidad mientras que lo nanoplásticos podrían atravesar la membrana celular resultando en exposición interna. Las PMP conocidas como microfibras pueden ser relativamente largas y su forma o proporción podría provocar la penetración de estas a través de las membranas celulares (Hann, *et al.*, 2018). Sin embargo, no existen, actualmente métodos para detectar y cuantificar nanoplásticos y se deberá cubrir esta laguna de conocimiento en el futuro. Los estudios sobre estas dinámicas y los impactos de las PMP serían relevantes, desde el punto de vista tanto ecológico como de la salud humana.

Origen de los microplásticos

Thompson, Swan, Moore y Vom Saal (2004) afirman que el primer polímero verdaderamente sintético fue ‘la baquelita’, desarrollado por el químico belga, Leo Baekeland en 1907, y muchos otros plásticos se extendieron en las décadas siguientes. Sin embargo, no fue hasta las décadas de 1940 y 1950, que la producción en masa de artículos plásticos cotidianos comenzó y con ello la mala gestión de los polímeros. Estos han sido optimizados a un sin número de métodos económicos de manufactura, resultando en la producción de una gran cantidad de plásticos de bajo peso, durables, inertes y resistentes a la corrosión. Rojo-Nieto y Montoto (2017) afirman que, en el presente, la producción de plástico, material versátil por excelencia, ha ido creciendo exponencialmente, con un incremento aproximado de un 5% anual.

Basura marina

El programa para el medio ambiente de las Naciones Unidas (UNEP, por sus siglas en inglés, citado por Rojo-Nieto y Montoto, 2001) indica que esta organización estima que se deposita en el océano cada año entre cuatro a ocho millones de toneladas de basura marina. Rojo-Nieto y Montoto (2017), apuntan a que la basura marina está ampliamente distribuida por los océanos, y que estas son una amenaza para los ecosistemas de aguas dulces y marinos, tanto en aguas abiertas como en zonas costeras, siendo principalmente plásticos. La basura marina se produce por diversas fuentes y factores relacionados con la densidad poblacional humana y la presencia de industrias y vertederos cercanos a la costa (Ryan *et al.*, 2009). También, la basura llega al mar a través de ríos, estimándose hasta un 80% de residuos sólidos encontrados en algunas playas (Rojo-Nieto y Montoto, 2017). Se ha constatado que las cantidades de basura marina en algunas playas pueden aumentar un 40% en el verano, debido al elevado número de turistas.

La disposición de la basura y en particular de las PMP, y su exposición a los organismos y ecosistemas marinos se asocia generalmente a animales muertos, debilitados o varados por consecuencias en torno a las redes y atrapamientos, sofocación o ingestión de estos materiales no biodegradables (Kühn *et al.*, 2015; Rojo-Nieto y Montoto, 2017). Además, los fragmentos de plásticos pueden ser transportados por corrientes y organismos, desplazándose horizontal o verticalmente en la columna de agua y llegando a otros ecosistemas.

Fragmentación

Elías (2015) plantea que, anteriormente los plásticos eran inertes o que se degradaban a un ritmo de cientos o miles de años. Pero, este menciona que la degradación del plástico es un proceso de cambio químico, que lleva a la parcial desintegración de las moléculas de polímeros, disminuyendo su peso molecular. Los polímeros más usados son el polietileno (PE) y polipropileno (PP); éstos tienen pesos moleculares elevados (Elías, 2015). Sin embargo, una vez llegan al medio acuático, estos polímeros comienzan una degradación foto-oxidativa por la radiación solar; específicamente la radiación ultravioleta, seguido de la reducción termal o química o ambas (Elías, 2015). Esto hace que los plásticos sean susceptibles a una alteración de acción microbiana (ej. biodegradación). Pero, cualquier mecanismo de degradación, produce debilitamiento de la estructura del plástico. Este material queda lo suficientemente frágil para fragmentarse cuando se traslada o se agita por corrientes de agua. Barnes *et al.* (2009), indican que este proceso de degradación del plástico ha ocurrido siempre e incluso a nivel molecular. Los procesos microbiológicos afectan rápidamente al plástico, aun cuando está sumergido, cambia sus propiedades, haciéndolo flotar. (Barnes, *et al.*, 2009).

Con la pérdida de integridad estructural de los plásticos, estos son cada vez más susceptibles a la fragmentación resultante de la abrasión, la acción de las olas y la

turbulencia (Barnes *et al.*, 2009; Browne *et al.*, 2007). Estos fragmentos se hacen más pequeños con el tiempo hasta que se vuelven PMP. Se considera que las PMP podrían degradarse aún más y llegar a ser nanoplásticos. Los plásticos biodegradables suelen ser compuestos de polímeros sintéticos y almidón, aceites vegetales o productos químicos especializados, diseñados para acelerar los tiempos de degradación, para que cuando se desechan se descompongan en plantas de compostajes industrial, en condiciones de alta temperatura, humedad y aireación (Moore, 2008; Napper y Thompson, 2020). Sin embargo, esta descomposición es solo parcial, mientras, que los componentes de almidón de bioplásticos se descompondrán, quedará una gran cantidad de polímeros sintéticos (Andrady, 2011; Roy *et al.*, 2011; Thompson *et al.*, 2004). En el ambiente marino relativamente frío, en ausencia de microbios terrestres, los tiempos de descomposición; de incluso los componentes degradables de los bioplásticos se prolongarán, lo que aumentará la probabilidad de que el plástico se ensucie y, posteriormente, reducirá la permeación UV en la que se basa el proceso de degradación (Roy *et al.*, 2011).

Los estudios realizados por Barnes *et al.* (2009), Brownes *et al.* (2010), Derraik, (2002) y Thompson *et al.* (2004) manifiestan que en la columna de agua los plásticos flotantes de baja densidad, como el PP y PE, se sumergirán cuando los microorganismos se les incrusten. Los residuos de plásticos en el ambiente marino pueden acumularse rápidamente como biopelículas microbianas, lo que permite la colonización de algas e invertebrados en la superficie de los plásticos, aumentando la densidad de las partículas (Andrady, 2011).

Tipos de microplásticos

Elías (2015), menciona que, todo lo que es llamado plástico, está constituido por PE de alta y baja densidad, PP, cloruro de polivinilo, y PE tereftalato. Además, Tintoré Pujol-Soliano (2016) menciona que la mayoría de las PMP contienen tereftalato de

polibutileno, que tiene una baja solubilidad y densidad en agua de mar por lo que tiende a concentrarse en la superficie, y que podría absorberse por los animales marinos por medio de filtración y bioacumularse en los órganos. En conjunto, estos plásticos representan el 90% de la producción mundial. En el desarrollo de plásticos biodegradables se considera a menudo como un reemplazo viable para los plásticos tradicionales, sin embargo, también pueden ser una fuente de PMP (Elías, 2015). Las PMP forman pequeñas partículas sintéticas que provienen de derivados del petróleo. Estos son desagradables y su origen se encuentra en la actividad industrial y el consumo doméstico (Abba, 2019).

En el presente, estos compuestos sintéticos se clasifican en las siguientes dos categorías:

- ❖ Microplásticos primarios: se consideran como aquellos que, después de su uso, llegan al medio natural en su forma original; es decir, en el mismo estado en el que se han sintetizado. Esta categoría se encuentra en forma de gránulos (microesferas), éstos se cuelan por el desagüe y debido a su pequeño tamaño, se pierden entre los filtros.
- ❖ Microplásticos secundarios: tienen su origen en la degradación de otros productos plásticos. Esto significa que proceden de la fragmentación de grandes estructuras sintéticas o bien de la liberación de fibras durante el lavado de telas, prendas de ropa y alfombras (microfibras; AMBAR, 2007). Se describen pequeños fragmentos de plásticos derivados de la descomposición de residuos de plásticos más grandes, tanto en el mar como en tierra.

En fin, los microplásticos primarios y secundarios, son extremadamente tóxicos y persistentes en el medio ambiente. Esto se debe principalmente al origen

de sus componentes como son PE y el PP. El PE es un componente poco degradable, pero muy simple y económico de sintetizar, es el más utilizado a escala mundial. Y el PP, se emplea para fabricar taponos y fibras sintéticas de prendas de ropa y otras telas textiles (AMBAR, 2007).

Existen varios tipos de microplástico y la diferencia entre ellos es su procedencia.

1. Microfilamentos: provienen de pedazos de hilo de pesca y otros tipos de hilos de plásticos
2. Microperlas: son unas pequeñas esferas de plástico hechas usualmente con el propósito de exfoliar la piel o poner ciertos nutrientes en esas capsulitas para cuando las frotes con tu piel se rompan y te nutran la piel.
3. Microfibras: son las que vienen de la ropa como los pequeños hilitos que salen de la ropa al ser lavadas.
4. Microfragmentos: que provienen de la descomposición del plástico, rompiéndose hasta llegar a tamaños como 1µm.

Efecto de los microplásticos en el medio ambiente

Una vez, estas pequeñas partículas salen de las plantas de tratamiento, se esparcen de manera descontrolada por ríos, mares y océanos. Muchos de los organismos que habitan en estas zonas o están cerca de ellas, sobre todo peces, aves, mamíferos e invertebrados, se ven gravemente afectados por las PMP (Abba, 2019). En el caso de pequeños invertebrados (zooplancton, fitoplancton, etc.), ingieren microfibras y microesferas en suspensión, creyendo que es alimento, ya que normalmente hay restos orgánicos en suspensión de los que se nutren (Abba, 2019). El plancton es el principal alimento de las larvas de los peces por lo que cualquier reducción en su población tiene un impacto en su capacidad de supervivencia, incluso los que son capturados

comercialmente cuando son adultos (Larena, 2017). Estos invertebrados son ingeridos por otros peces, moluscos, aves y mamíferos de mayor tamaño, con lo que las PMP se van acumulando en sus sistemas digestivos hasta que su organismo supera el límite de tolerancia a la toxicidad de estos componentes, por lo que mueren y poco a poco se reduce la biodiversidad (Recytrans, 2019). Las PMP pueden ser ingeridas por muchos invertebrados marinos, dado que su tamaño es parecido al de ciertos componentes del plancton, por lo que al menos 13 taxones de zooplancton se han detectado con la capacidad de ingerir perlas de poliestireno de entre 1.7 y 30.6 μm , con una ingesta que varía según el desarrollo y tamaño de las perlas (Gómez *et al.*, 2019). Del mismo modo, se ha demostrado la ingesta de microesferas de poliestireno de 10 μm en PMP y nanoplasticos en la cadena alimentaria.

Los desechos plásticos en el ecosistema marino figuran entre las principales amenazas a la biodiversidad, y son motivo de especial preocupación debido a su abundancia, durabilidad y persistencia en el medio ambiente marino. Se han registrado numerosas consecuencias directas e indirectas de la ingestión de PMP, con la posibilidad de efectos letales (Elías, 2015). El microplástico está disponible para cada nivel trófico en el mar, desde los productores primarios hasta los niveles más altos de la cadena alimentaria. Las especies marinas que ingieren PMP pueden sufrir daño físico, como bloqueo estomacal e intestinal o abrasión (Elías, 2015).

Las PMP contienen una mezcla de productos químicos añadidos durante su fabricación que pueden filtrarse en el ambiente. Estas partículas además absorben eficazmente sustancias tóxicas presentes en el medio marino como los contaminantes orgánicos persistentes (FAO, 2019). Además, las PMP sirven de sustrato sobre el que viven organismos marinos como invertebrados, microalgas, bacterias, hongos o virus

(fenómeno conocido como bioincrustación), algunos de los cuales son patógenos potenciales (FAO, 2019).

En definitiva, las PMP están presentes en el medio marino y costero, por lo que son accesibles para ser ingeridos por gran variedad de organismos. Se puede afirmar, además, que estas micropartículas han entrado en la cadena trófica marina (Rojo y Montoto, 2017). Según Andrady y Neal (2009), la concentración de PMP en el medio marino continuará aumentando, llevando a una acumulación gradual y significativa en el litoral y medio ambiente marino.

Martellini *et al.* (2018), señala que las concentraciones más altas de PMP se encontraron en zonas naturales alejadas de áreas densamente pobladas, siendo la presencia de un gran estuario el principal factor de contaminación en las zonas costeras del Mediterráneo. Además, encontraron una relación significativa entre la abundancia promedio de PMP y la fuerza de la escorrentía fluvial en su estudio; la baja velocidad del agua en las áreas de marea del estuario puede favorecer la acumulación de PMP en los lechos de sedimentos de marea (Martellini *et al.*, 2018). Las fuertes corrientes de marea que se agitan en muchos estuarios también pueden afectar significativamente el tiempo de residencia y el transporte de PMP, mientras que las diferencias entre la gravedad del agua dulce y del agua de mar pueden afectar la distribución en la columna de agua y la deposición de PMP según su densidad (Martellini *et al.*, 2018).

Transferencia a través de la cadena trófica

Las pruebas experimentales indican que las PMP poseen el potencial de ser transferidos hacia niveles tróficos superiores. Farell y Nelson (2013) demostraron la transferencia trófica entre mejillones y cangrejos. Murray y Cowie (2011) evidenciaron la adquisición de PMP por cigalas (*Nephrops norvegicus*) a través de su alimentación (Gómez *et al.*, 2019). Asimismo, se han hallado partículas de plástico en los excrementos

de leones marinos (*Arctocephalus* spp.) que se cree que las habían ingerido a través del pescado que forman parte de su dieta (Gómez *et al.*, 2019). Estudios recientes han documentado la transferencia trófica de PMP en la naturaleza y en condiciones de laboratorio, lo que indica que los plásticos de tamaño microscópico y nanoscópico pueden transferirse a diferentes redes alimentarias (Gómez *et al.*, 2019). Estos hallazgos suscitan preocupaciones con respecto a la bioacumulación y biomagnificación de las PMP, y pueden aumentar los riesgos y efectos tóxicos en los depredadores o incorporarse en alimentos de derivados del pescado en la fabricación de piensos (Gómez *et al.*, 2019).

Efecto de microplásticos en los peces

Debido a su pequeño tamaño y presencia en los ecosistemas pelágicos y bentónicos, las PMP tienen el potencial de ser ingeridas por una serie de organismos en el medio ambiente marino (Barnes *et al.*, 2009). La ingestión de microplástico en los peces puede llevar a la introducción de toxinas a la base de la cadena alimentaria, donde hay potencial de bioacumulación (Cole *et al.*, 2011). Otros efectos dañinos de la ingestión de plástico incluyen el bloqueo de la secreción de enzimas gástricas, estímulo de alimentación disminuida, disminución de los niveles de hormonas esteroides, retraso de la ovulación y el fracaso reproductivo (Elías, 2015). También, la ingestión de desechos por pequeños peces y aves marinas, puede reducir la absorción de alimentos, causar lesión interna y la muerte después de la obstrucción del tracto intestinal; la extensión del daño, sin embargo, puede variar entre las especies (Carpenter *et al.*, 1972).

Los fragmentos de plásticos pueden bloquear los apéndices de alimentación o dificultar el paso de los alimentos por el tracto intestinal, causando pseudo-saciedad que resulta una reducción de la ingesta de alimentos (Derraik, 2002, Napper y Thompson, 2020). El marisco es el alimento más afectado porque las PMP se depositan en el fondo

marino, donde viven los crustáceos y los moluscos que funcionan como auténticos filtros que retienen todo tipo de contaminación al igual que los mejillones (Núñez, 2020).

Muchas especies de peces consumen plásticos del tamaño de las especies de plancton y aunque estas partículas se concentran en los sistemas digestivos de los peces, las más pequeñas, o nanopartículas, se filtran hasta los músculos y no pueden removerse al momento de procesar el producto para el consumo humano. Se han encontrado PMP en pescados como el bacalao (*Gadus morhua*), el abadejo o la caballa (*Pollachius pollachius*; Núñez, 2020).

Efadeswarni *et al.* (2019) señala que es probable que el plástico se descomponga en el tracto digestivo en tamaño microscópico, con lo cual, es más fácil trasladarlo e ingresar al tejido intestinal y hasta pueda transportarse al sistema circulatorio. Tseitlin, (1980) recalca que los procesos digestivos difieren en las diferentes especies de peces, pero hay elementos comunes a muchos peces y estos podrían servir como base para estimar los parámetros generales de la digestión.

Las PMP hacen que la trucha arcoíris sea más vulnerable a una enfermedad común de los salmónidos, el virus de la necrosis hematopoyética infecciosa (Cutts, 2023). Al exponer a las truchas a una alta concentración de perlas de poliestireno o microfibras de nailon durante un mes y luego someterlas a el virus de la necrosis hematopoyética infecciosa, se descubrió que los peces expuestos tenían entre tres y seis veces más probabilidades de morir, que los no expuestos. Además de aumentar la letalidad del virus, las PMP también provocaron que los peces expuestos tuvieran cargas virales más altas y excretaran más virus (Cutts, 2023).

Estudios de la ingesta en los organismos marinos

McInturf, (2021) señala que los peces en el océano están llenos de plástico hasta las branquias, sin embargo, no encontró plástico en todos los peces. Según su estudio, aproximadamente uno de cada cuatro peces contenía plásticos, una fracción que parece estar creciendo con el tiempo. Los peces que consumían plásticos generalmente tenían sólo una o dos piezas en el estómago (McInturf, 2021). Por ejemplo, los peces como los tiburones (*Selachimorpha* sp.), el mero (*Epinephelinae*) y el atún (*Scombridae*) que cazan otros peces u organismos marinos como alimento tenían más probabilidades de ingerir plástico (McInturf, 2021).

Las PMP también pueden acumularse en sedimentos, por lo tanto, pueden estar disponibles para especies bentónicas. En un estudio de laboratorio diseñado para imitar un ecosistema costero, Setälä *et al.* (2016) compararon la ingesta de PMP por invertebrados marinos de diferentes hábitos alimentarios (bivalvos, crustáceos bentónicos y de natación libre, y sedimentívoros) (Gómez *et al.*, 2019). Los autores detectaron que todos los organismos ingirieron microesferas de 10 µm, y los bivalvos (*Mytilus trossulus* y *Macoma balthica*) fueron los organismos con mayor cantidad; a partir de estos resultados, los autores llegaron a la conclusión de que la ingesta de PMP por los invertebrados marinos dependía de la concentración de partículas y del modo de alimentación (Gómez *et al.*, 2019).

Similarmente, en un laboratorio a temperatura controlada, Walkinshaw (2023) expuso mejillones (Mytilidae) a microfibras de poliéster (entre 0.01 y 0.5 mm de tamaño) a dos concentraciones (8 y 80 microfibras por litro). Los mejillones que estuvieron expuestos a la mayor concentración de microfibras de poliéster se quedaron significativamente más pequeños y mostraron una tasa de crecimiento promedio de un 36% más baja que los mejillones que no estuvieron expuestos a microfibra. Este resultado

solo se observó en los mejillones expuestos a la mayor concentración de microfibras de poliéster. La exposición a las microfibras de algodón no provocó una disminución significativa en la tasa de crecimiento de los mejillones jóvenes (Walkinshaw, 2023).

Según los estudios, se ha determinado que más de 220 especies diferentes ingieren desechos de PMP en condiciones naturales. El 55% de ellos son especies que tienen importancia comercial, tales como los mejillones, las ostras (*Ostrea sp*), las almejas (*Amarilladesma mactroides*), el camarón pardo (*Caridea sp*), la cigala (*Nephrops norvegicus*), las anchoas (*Engraulis encrasicolus*), las sardinas (*Sardina pilchardus*), los arenques (*Clupea sp*) del Atlántico, el estornino (*Scomber japonicus*) del Atlántico, las macarelas (*Scomber scombrus*), las bacaladillas (*Micromesistius poutassau*), el bacalao atlántico (*Gadus morhua*), la carpa común (*Cyprinus carpio*) y la corvinata amarilla (*Cynoscion acoupa*), entre otros (FAO, 2019). Al someter a los organismos acuáticos a concentraciones muy altas de PMP en condiciones de laboratorio, se ha visto efectos negativos en la fecundidad, la supervivencia larvaria y el desarrollo adecuado de los organismos estudiados. Sin embargo, se sabe poco sobre la capacidad de las PMP para alterar los procesos ecológicos y acumularse en condiciones naturales (FAO, 2019).

Una investigación de la NOAA, hicieron un estudio realizado por expertos del Centro de Ciencias Pesqueras de las Islas del Pacífico, concluyen que los peces en estado larval consumen partículas de microplástico, apuntando que algunas de las especies detectadas y estudiadas sirven de alimento a otros peces de valor comercial como, por ejemplo, el atún (*Thunnus thynnus*). Según explican los investigadores, los peces en etapas larvales suelen comer alimentos de menos de un milímetro de tamaño, lo que facilita la ingesta de PMP y nanoplásticos (Cancela, 2020). Esto quiere decir que los peces, desde las primeras etapas de su desarrollo consumen PMP y las acumulan en el organismo, pasando su contenido a otros eslabones superiores de la cadena trófica.

Anteriormente, otro estudio de la NOAA determinaba que los peces adultos buscaban desechos plásticos para alimentarse, la razón es la forma química que contienen estos materiales, que se interpretan como alimento por el olor que desprenden (Cancela, 2020).

En otro estudio, un equipo de científicos alimentó con PMP y otros plastificantes (un aditivo que libera el plástico al degradarse en el agua), a varios especímenes de plancton. La investigadora, Lynne van Herdewen indicó, que el plancton puede expulsar las PMP de gran tamaño, pero los más pequeños pueden quedar adheridos en el sistema digestivo (Larena, 2017). Según, Van Herdewen, el riesgo es que los plastificantes traspasen la barrera sanguínea y penetren en los tejidos, lo que podría causar inflamaciones y enfermedades reproductivas, y trasladaría el residuo a lo largo de la cadena alimenticia (Larena, 2017). En experimentos realizados en el campo se analizaron muestras de heces de peces y a través de ellas se clasificaron y cuantificaron las PMP (Aldana, 2021). Con esto se demostró que cuando un pez consume una PMP, después de dos horas sus componentes químicos ya se encuentran en su torrente sanguíneo y en varios días pasan al tejido del pez, es decir, en la carne que consumen las personas (Aldana, 2021). Los plásticos contienen altas concentraciones de compuestos organoclorados permanentes, que son interruptores de las vías endocrinas de los organismos, afectando la actividad reproductiva, por lo tanto, cuando un pez, almeja, caracol o el zooplancton ingieren una partícula de microplástico adquieren cantidades elevadas de este tipo de contaminantes (Aldana, 2021).

Estudios de exposición de microplásticos en la salud humana

Las PMP pueden estar presentes en alimentos por simple deposición en su superficie. Las PMP, especialmente las microfibras, forman parte del polvo atmosférico que se deposita sobre los alimentos a lo largo de toda la cadena de producción y consumo (Gómez *et al.*, 2019). Asimismo, pueden depositarse partículas generadas específicamente por los materiales en contacto con los alimentos, por ejemplo, auxiliares tecnológicos, agua, aire o liberación de maquinaria, equipamiento y textiles. Por lo tanto, es posible que la cantidad de PMP aumente durante el tratamiento de los alimentos (Gómez *et al.*, 2019). Además, las PMP se han encontrado en otros alimentos consumidos por seres humanos, como la cerveza, la miel y la sal de mesa, pero son los mariscos la fuente mejor conocida a la que se expone el consumidor (Quiñones, 2019).

Los ejemplos mejor estudiados corresponden a alimentos de origen marino, en el que el animal ha ingerido estas partículas a partir del medio. En este caso, la mayor parte de las partículas se encuentran en el tubo digestivo que normalmente no es consumida. (Gómez *et al.*, 2019). Algunos autores indican que la deposición sobre el alimento puede contribuir más a la exposición humana a PMP que del consumo de alimentos de origen marino (Gómez *et al.*, 2019).

Los científicos realizaron una evaluación de riesgo basado en la mayor exposición posible de un humano a PMP, el consumo de una ración de 250 gramos de mejillones, que contenían nueve microgramos de plásticos (Quiñones, 2019). En ella determinaron que, si existen concentraciones altas de aditivos o contaminantes, y asumiendo que se liberan completamente, tendrían un impacto significativo al aporte dietético general en el humano (Quiñones, 2019). Además, la exposición humana al bisfenol A (BPA) es bastante generalizada, ya que su presencia en la dieta humana es frecuente, especialmente a través de alimentos y mariscos enlatados (Quiñones, 2019).

Los daños en la salud son causados por el polímero y sobre todo por los componentes tóxicos que incorporan, como bisfenoles, ftalatos, antimicrobianos, retardantes de llama, colorantes y otros agentes químicos (Núñez, 2020). También, el plástico marino absorbe y facilita la entrada en los organismos vivos y en la cadena alimentaria humana de compuestos tóxicos como los hidrocarburos policíclicos aromáticos, los bifenilos policlorados, las dioxinas o los pesticidas que se encuentran en el agua (Núñez, 2020). Cuando los plásticos son ingeridos, estas sustancias pueden liberarse en el intestino o interferir con la absorción de nutrientes o los procesos fisiológicos. Muchas se relacionan con trastornos del sistema endocrino, nervioso e inmunitario, y con enfermedades crónicas, degenerativas, neurológicas y hasta cáncer (Núñez, 2020).

La combinación de agentes microbianos y químicos sobre el plástico aumentaría el riesgo para los consumidores, si los peces, los crustáceos o los mariscos se contaminan y luego se consumen (Delgado, 2019). Una vez que las PMP están incorporados en el intestino, pueden liberar monómeros constituyentes, así como aditivos y toxinas absorbidas, que pueden causar daños fisiológicos que van desde estrés oxidativo hasta carcinogénesis (Delgado, 2019). Se han hecho estudios *in vitro*, con 21 exposiciones a PMP que muestran daños por estrés oxidativo en diversas líneas celulares humanas epiteliales y cerebrales, lo que favorecería efectos localizados en el sistema inmunológico y aumentaría la inflamación intestinal tras la ingestión de estos contaminantes (Delgado, 2019). Por otra parte, los desechos plásticos marinos parecen proporcionar un nicho de protección para patógenos y microorganismos absorbidos, lo que se ha denominado “platisfera” y se ha propuesto como un vector para diseminar la proliferación de algas nocivas y organismos de indicadores fecales (Delgado, 2019).

A pesar de las evidencias científicas que han permitido cuantificar PMP y nanoplasticos en diferentes entornos, de organismos y productos destinados al consumo humano, aún no hay suficientes estudios que demuestren la peligrosidad de estas partículas en la salud humana. No obstante, en situaciones ocupacionales particulares donde las exposiciones a estos contaminantes son mayores, sí parece existir una mayor evidencia. Así, por ejemplo, en trabajadores de fábricas de productos textiles sintéticos, se observa una mayor incidencia de cáncer después de 10 a 20 años de trabajo/exposición y el riesgo está asociado con la intensidad, la duración y el tiempo transcurrido desde que comienza la exposición (o el trabajo) (Delgado, 2019). Trabajadores de fábricas de PVC mostraron también un mayor riesgo de cáncer de pulmón a mayor exposición (Delgado, 2019). De hecho, se detectan fibras de plástico en el 87% de las biopsias de pulmón que podrían ser las responsables de procesos inflamatorios, y finalmente del cáncer de pulmón (Delgado, 2019).

Estudios de microplásticos en ecosistema marino fuera del Océano Atlántico

En el canal de Bristol (una larga y estrecha ensenada de 135 km de longitud al suroeste de la isla de Gran Bretaña, siendo la mayor del Reino Unido) en el verano de 1973, el 21% de los lenguados (*Platichthys flesus*) se encontró que contenían esférulas de poliestireno. En el mismo estudio encontraron que, en algunas zonas, el 25% de los peces Liparis (*Liparis liparis*) se contaminaron con esos desechos. En la costa de Nueva Inglaterra, con el mismo tipo de esférulas se encontraron ocho de 14 especies de peces examinados, y en algunas especies estaban contaminados el 33% de los peces (Carpenter *et al.*, 1972). En el Mar Mediterráneo un estudio muestra, por primera vez, la presencia de desechos plásticos en el contenido estomacal de grandes peces pelágicos (el pez espada *Xiphias gladius*, el atún blanco *Thunnus alalunga*) capturados entre 2012 y 2013. Los resultados destacan la ingestión de plásticos en el 18.2% de las muestras (Elías, 2015).

En un ensayo de laboratorio en que se alimentaron a las lobinas (*Dicentrarchus labrax*) con microperlas fluorescentes contaminadas con plásticos (PVC); se observó que, tras 90 días, el tracto intestinal del 50% de los peces alimentados con pellets contaminados sufrían severas modificaciones. Mientras, que el otro 50% de las muestras sufrían marcadas alteraciones en los tractos intestinales (Mazurais *et al.*, 2015). Es posible que para los organismos marinos las consecuencias de ingerir PMP dependan de sus especies o etapas de desarrollos; por ejemplo, los huevos, las larvas y los organismos marinos jóvenes son más vulnerables que los adultos. En un estudio realizado con alevines (crías recién nacidas de peces) concluyeron que las PMP afectan tanto química como físicamente a la salida del cascarón. Así, como al desarrollo de los huevos y larvas de la perca europea ya que afectan su actividad, alimentación y respuesta ante la amenaza de depredadores (Lönnstedt y Eklöv, 2016). Estos investigadores demostraron experimentalmente que la ingesta de partículas de PMP por parte de las larvas de peces puede causar problemas reproductivos y amenazas en sus supervivencias.

En un estudio de ingestión de plástico por peces planctívoros en el Giro Central del Pacífico Norte, basado en el análisis del contenido estomacal de 670 peces pertenecientes a cinco especies mesopelágicas, (viven entre 200-1000m de profundidad) y una especie epipelágica (vive entre la superficie y los 200m), confirmó la ingesta de PMP y estimó la cantidad de plástico ingerida en 1,375 piezas (Boerger, *et al.*, 2010).

En Chile, se examinaron 20 estómagos de macarela (*Decapterus muroadsi*) procedentes de la costa de Isla de Pascua; determinando que el 80% de éstos contenían de uno a cinco fragmentos de PMP de color azul, lo cual se explicaría por el hecho de que su presa o alimento consiste en pequeños crustáceos denominados copépodos de este mismo color y tamaño (Ory *et al.*, 2017). Esta evidencia sugiere que la problemática sería

que, en aguas marinas del sector de los giros oceánicos, es donde se acumularía mayor cantidad de basura (Schmidt y Manley, 2019).

También en Chile, los investigadores Kühn *et al.* (2015) efectuaron una evaluación global, reportando que a la fecha de sus estudios un total de 557 especies de fauna marina habrían sido afectadas, incluyendo el 100% de las siete especies de tortugas marinas a nivel mundial (se han documentado por ejemplo ingestas de bolsas plásticas confundidas por medusas), el 66% de los mamíferos marinos (81 especies), y el 50% de aves marinas (406 especies). Las aves marinas fueron de las primeras especies en ser reportadas con afectaciones relacionadas con la ingesta de basura, generando obstrucciones en sus sistemas digestivos, úlceras e incluso muerte por inanición (Schmidt y Manley, 2019).

Un estudio reciente que elaboró Greenpeace junto con el Centro para la Diversidad Biológica, en la Universidad Autónoma de Baja California Sur, el Laboratorio de Biodiversidad y Conservación Arrecifal de la UNAM, y el Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana, demostraron el impacto de las PMP (plásticos menores de 5mm) en peces de importancia comercial en el Golfo de California, el Golfo de México y el Caribe Mexicano (Albarrán, 2019). Este estudio reciente demostró que de 755 peces muestreados (examinados), 20% presentó plástico en su estómago. En la mayoría se encontró al menos una pieza en su contenido estomacal, pero hubo casos en los que se encontró hasta 45 piezas en un mismo pez (Albarrán, 2019).

Según, el reporte de Greenpeace sobre el impacto de la contaminación por PMP en peces de México, de entrada se encontró que los peces depredadores (que están hasta arriba de la cadena alimenticia) presentaron una cantidad significativamente mayor en promedio de PMP por estómago. Por cierto, los peces que se sitúan en los niveles tróficos

más altos, como los depredadores, son los que normalmente tienen un valor económico más elevado (Albarrán, 2019).

En Veracruz la especie con el mayor promedio de plásticos fue el balajú (*Hemiramphus brasiliensis*) con 15.8 fragmentos. Su contaminación por plásticos es relevante principalmente por dos razones: 1) este pez se consume en varias regiones del país o se usa como carnada para atrapar otros peces y 2) se ha documentado su ausencia prolongada en algunas donde acostumbraban a migrar. Además, está es una de las especies preferidas de las aves marinas pelágicas de gran tamaño en el Caribe (López-Ortiz, 1999). En Puerto Morelos, Quintana Roo, el promedio mayor fue de 7.5 piezas plásticas por organismo, y se encontró en la especie mero bobo (*Epinephelinae*) que, en las costas de México, es una de las principales especies pesqueras de importancia comercial (Greenpeace México 2019).

Dos estudios, uno realizado en las costas de Carolina del Norte y otro en el Pacífico Norte (EU) mostraron que más de la mitad de las especies de aves marinas tenían partículas de plástico en sus estómagos. Los autores Moser y Lee (1992); y Shaw y Day (1994) obtuvieron evidencias de que las aves marinas seleccionan formas y colores específicos del plástico, porque los confunden con sus potenciales presas (Elías, 2015). Carpenter *et al.* (1972) examinaron varias especies de peces con desechos plásticos en sus entrañas y encontraron esférulas de plásticos solamente blancas, lo que indica que se alimentan de manera selectiva.

Estudios de microplásticos en ecosistemas marinos del Atlántico

Un equipo del Centro Nacional de Oceanografía de Southampton de Reino Unido (NOCS, por sus siglas en inglés) han medido tres tipos de plásticos más abundantes en la parte superior del océano. Ellos detectaron entre 12 y 21 millones de toneladas de sólo tres tipos de plásticos en un rango de agua del 5 % de la superficie del Atlántico (los

primeros 200 metros); en la profundidad media del Atlántico. (Pabortsava y Lampitt, 2020). Los expertos midieron la contaminación plástica en muestras recogidas en 12 lugares a lo largo de 10.000 km, de norte a sur del océano Atlántico; después, evaluaron la abundancia de PE, PP y poliestireno. (Pabortsava y Lampitt, 2020). Los investigadores indican que salieron a mar abierto en un barco de investigación desde el Reino Unido hasta las islas Malvinas (Pabortsava y Lampitt, 2020). Usaron espectroscopía de imágenes infrarrojas, cuantificaron las concentraciones y caracterizaron los plásticos en esas muestras. (Pabortsava y Lampitt, 2020). En cada estación se recolectaron muestras de tres profundidades: 10 metros, de 10 a 30 metros y a 100 metros (Pabortsava y Lampitt, 2020). En el océano cercano a la superficie detectaron hasta 7.000 partículas microplásticas de estos tres tipos de polímeros (de 32 a 651 micras de tamaño) por metro cúbico de agua de mar (Pabortsava y Lampitt, 2020).

Estudios de microplásticos en “América Latina y el Caribe”

Los investigadores, Orona-Navar *et al.*, (2022) realizaron una revisión bibliográfica para analizar el estado actual de la investigación sobre PMP en América Latina y el Caribe. Específicamente, ellos se centraron en publicaciones relacionadas con, la presencia y distribución de las PMP en el medio ambiente, incluidos el agua, los sedimentos y el suelo, el impacto ambiental de las PMP, en particular su presencia y efectos en los organismos acuáticos y terrestres. Encontraron que en América Latina y el Caribe solo ha contribuido con el 5% de la producción científica mundial sobre PMP y, en general, el mayor contribuyente dentro de la región fue Brasil (52 %), seguido de Chile (16 %) y México (13 %), los dos tipos predominantes de PMP que encontraron son las fibras y los fragmentos. Orona-Navar *et al.* (2022) incluyeron una sección las barreras para realizar investigaciones sobre PMP en América Latina y el Caribe y su exacerbación por la pandemia actual de COVID-19 para proporcionar un contexto adicional detrás de

la producción científica relativamente baja y mejorar las recomendaciones que fomentan la investigación en esta región. Ellos señalan, que, la última estimación de 2019, la producción mundial de plástico alcanzó los 368 millones de toneladas. Además, indican que la actual pandemia de COVID-19 ha exacerbado el consumo de plástico de un solo uso (incluidas las toallitas húmedas desinfectantes), ha normalizado el uso de equipos de protección personal (EPI) desechables y ha detenido el progreso de varias medidas regulatorias (Orona-Navar *et al.*, 2022). Por ejemplo, cálculos recientes indican que se han generado 1,6 millones de toneladas/día de residuos plásticos en todo el mundo desde marzo de 2020 y que se desechan diariamente 3400 millones de mascarillas desechables, (Orona-Navar *et al.*, 2022).

Estudio de cuantificación de microplásticos en la costa caribeña de Colombia

Los investigadores, Acosta-Coleyab *et al.* (2019) dicen que la Costa Caribe de Colombia tienen una industria plástica floreciente con políticas y prácticas de gestión de residuos débiles e insuficientes, por lo que lleva a la contaminación plástica a lo largo de sus playas turísticas. Ellos muestrearon PMP primarias y secundarias en cuatro lugares diferentes a lo largo de la costa del Caribe colombiano. Sus resultados revelaron que las PMP primarias, específicamente los gránulos de plástico blanco representaron la mayor cantidad de PMP encontradas. Acosta-Coleyab *et al.* (2019) demostraron que la distribución de las PMP se relacionó con varias fuentes como, las corrientes marinas y la dirección del viento y con la presencia de PMP secundarias asociada con los centros urbanos y por la proximidad a desembocaduras de ríos. También, revelaron que las PMP secundarias provocaron mayores respuestas toxicológicas que los gránulos, especialmente en la Bahía de Cartagena, lo que sugiere que las PMP actúan como portadores de contaminantes biológicamente activos (Acosta-Coleyab *et al.*, 2019).

Estudio de oligoelementos en microplásticos en Cartagena

Los científicos Acosta-Coleya *et al.* (2019) reportaron que las concentraciones de metales se encontraron en las PMP recolectadas en playas de Cartagena, una ciudad industrializada. Incluyeron en el título publicado de este trabajo la frase “un foco de contaminación plástica en el Caribe”. Encontraron que las PMP más abundantes en las playas fueron aquellas con menor grado de características de degradación superficial, categorizadas como gránulos de PE blanco, seguidos de PMP secundarias y encontraron mayores niveles de Hg en gránulos degradados en blanco y negros (Acosta-Coleya *et al.*, 2019).

El carrucho como indicador de la contaminación por microplásticos en el Caribe

Los investigadores Aldana *et al.* (2020), cuantificaron y analizaron los microplásticos en el Gran Caribe utilizando el molusco conocido como carrucho o caracol rosado (antes *Strombus gigas*, ahora *Lobatus gigas*), como especie indicadora, y como método no destructivo de muestreo. Muestrearon entre tres y siete caracoles en cada uno de los cuatro sitios: Alacranes Reef (México), Florida Keys EU), Guadalupe (FWI) y Barbados. Recogieron heces de cada caracol vivo para su análisis. El protocolo utilizado en su estudio fue exitoso y mostró la presencia de microplásticos en todos los caracoles muestreados; los caracoles analizados de los cuatro sitios en el Gran Caribe tenían microplásticos en sus heces (Aldana *et al.*, 2020). Encontraron varias formas de partículas de plástico, incluidos fragmentos (la forma dominante), fibras y láminas (la forma menos abundante). Observaron la forma de esferas, pero en cantidades muy bajas, por lo que no se consideraron en los resultados de abundancia. Los caracoles de Alacranes Reef y Florida tenían una mayor abundancia de microplásticos que los caracoles de los sitios del Caribe Oriental (Aldana *et al.*, 2020).

Otras islas del Caribe

La basura marina que se encuentra en el Caribe proviene de la propia región y de las aguas que llegan al norte, arrastradas por las corrientes predominantes (Diez *et al.*, 2019). Según ellos, en el noroeste del Mar Caribe hay cerca de 200,000 piezas de plásticos por kilómetro cuadrado. A partir de lo observado en las limpiezas voluntarias de playas que organiza Ocean Conservancy, hay muchos países del Caribe, que tienen más basuras que el promedio mundial estimado. Los resultados indicaron que las basuras de las playas del Caribe podrían triplicar el promedio mundial de 573 piezas por kilómetro cuadrado.

Cuba

En la Bahía de Cienfuegos, se evaluó la presencia de micropartículas en el tracto digestivo de 88 peces representados por nueve especies (Reyes, 2019). Un total de 172 PMP fueron extraídas del 42% del total de peces, todos fueron fibras. El investigador calculó un promedio 46 PMP por pez y un máximo de 14 PMP extraídos del estómago de dos peces pertenecientes a la especie jurel (*Caranx latus*). Esta especie y los peces barbú (*Polydactylus virginicus*) y barbero rayado (*Arcanthurus chirurgus*) tuvieron un 90%, 70%, y 65% de ingestión, respectivamente. Con este estudio se introdujo por primera vez en Cuba una metodología para el estudio de ingestión de PMP por peces en ecosistemas marinos. Además, se estableció una línea base de estos contaminantes en el ambiente como herramientas para su monitoreo y la evaluación de la eficacia de las acciones del manejo que se implementen en la bahía de Cienfuegos, Cuba (Reyes, 2019).

Puerto Rico

En Puerto Rico, durante las dos últimas décadas, se han realizado estudios de PMP, en aguas marinas. Entre estos se encuentran los siguientes autores: Ocasio-Malavé (2016), y un estudio en proceso de “Scuba Dogs Society” (SDS por sus siglas en inglés,

2019). Sin embargo, no se conoce investigaciones que evalúen o identifiquen la presencia de PMP en el sistema digestivo en peces comerciales de arrecife.

Ocasio-Malavé (2016), investigó la contaminación por PMP en aguas superficiales en el estuario de la Bahía en San Juan al noroeste de Puerto Rico. El estudio se efectuó entre abril y julio de 2016. El investigador recolectó muestras de agua de tres lugares dentro del Estuario de la Bahía de San Juan: Laguna de Torrecilla, Laguna Corozos y Laguna San José. Estas áreas se caracterizan por su actividad industrial, gran densidad poblacional y cercanía a reservas naturales. El material recolectado fue clasificado según el tipo de PMP.

Según, Ocasio-Malavé (2016), en la Laguna Torrecilla fue la más afectada por PMP en comparación con las demás áreas, que son más industrializadas y urbanizadas. Además, en su investigación encontró que los compuestos de fragmentos (películas y gránulos) procedentes de actividades humanas fueron mucho más abundantes. El análisis de los plásticos mostró una gran prevalencia de un 75% de PE en cuanto al PP de un 24% y el poliestireno de un por ciento, únicos polímeros identificados en las muestras.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Para esta investigación se utilizaron varias especies de peces de arrecife de importancia comercial y recreativa. El área bajo estudio incluyó, el este y el oeste de la plataforma insular de Puerto Rico. Las muestras de tejido gastrointestinal de peces fueron donadas por pescadores mayormente comerciales y por personal técnico asociado al Laboratorio de Investigaciones Pesqueras (LIP) del DRNA (Figura 5 y Apéndice 1). Las donaciones de la pesca ejecutada en el oeste fueron desembarcadas en la Pescadería Dockey y los sectores El Seco y La Mora, en Mayagüez y La Villa Pesquera Puerto Real en Cabo Rojo (Figura 1, 2, 3 y 4). Las muestras desembarcadas en la Pescadería Kadmiel en la Playa Húcares de Naguabo (este de PR) fueron adquiridas por la Dra. Virginia Shervette de la Universidad de Carolina del Sur en Aiken en colaboración con el DRNA. La pesca obtenida de forma independiente de los pescadores fue donada por SEAMAP del DRNA.

Análisis de datos

Los datos colectados fueron analizados llevando a cabo estadísticas descriptivas como: promedio, desviación y error estándar, límite de confianza y rango; utilizando el programa Excel® de Microsoft®. El promedio se provee con el error estándar como " $\bar{x} \pm ee$ ". Como el tamaño de la muestra estuvo limitado por la donación de los intestinos de peces, es asumible que las condiciones paramétricas no estén presentes en los análisis con muestras pequeñas. Por lo tanto, las pruebas que se utilizaron para llevar a cabo las comparaciones con muestras pequeñas fueron no paramétricas como: Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney. También, se usaron versiones de Pruebas de t de que no requieren varianzas iguales como: t-pareada, t de muestra única y t-asumiendo diferencia en varianzas. Las mismas fueron realizadas para comprobar si hubo diferencias significativas

entre las variables estudiadas. De la misma forma las pruebas de asociación se ejecutaron usando la correlación de Pearson. Para todas las pruebas se tomó en cuenta que el error alfa fuera igual a un 5%. Estas pruebas se ejecutaron usando el programa Past® y las sugerencias de Sokal y Rohlf (2013).

Determinación del peso del sistema gastrointestinal (SG) de los peces

Como las muestras donadas eran sólo de SG y no de los peces completos (pues estos eran retenidos por el pescador), para esta investigación, no se obtuvo acceso a las medidas de los organismos donados directamente por pescadores. Se recolectaron los tejidos de los SG, en tres estaciones: verano, otoño e invierno; durante los meses febrero, junio, julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre. Los peces, fueron identificados por su nombre común y por su nomenclatura binomial.

Cada SG de las especies capturadas se recibió individualmente envueltas en papel de aluminio y papel impermeable, y fueron identificadas. Los ejemplares de SEAMAP traían una etiqueta de identificación del espécimen que indicaba el nombre científico del ejemplar, fecha, lugar de pesca y datos morfométricos externos de los organismos (Figura 6). Los SG se pesaron en gramos con una balanza analítica Ohaus Scout Pro, Modelo: SP6000 y se midieron en longitudes utilizando un ictiómetro (Figura 7).

Procedimientos

Mantenimiento de los sistemas gastrointestinales

Los SG fueron procesados en el escamadero y en el Laboratorio de Histología del LIP. Las muestras se almacenaron en un refrigerador a una temperatura de 40°F en el LIP. Antes de comenzar con el proceso de la extracción de PMP de los ejemplares recolectados y evitar la contaminación en el área de trabajo (escamadero), se procedió a limpiar y desinfectar todo el lugar asignado para la investigación. Se desinfectaron los instrumentos

de disección con alcohol al 95%. Se usaron gafas, bata de laboratorio y guantes de nitrilo, para la manipulación y disección de los sistemas digestivos. Asimismo, los instrumentos de disección se limpiaron entre muestra y muestra. En todo momento, se evitó el uso de material de plástico.

En el laboratorio, los SG fueron descongelados a temperatura ambiente a método frío; a 24°C, aproximadamente por una hora. Luego los SG se sumergieron, envuelto en papel de aluminio, en un envase con agua a temperatura ambiente, cambiando el agua cada 30 minutos. Después, se sacaron los SG de la envoltura de aluminio y fueron medidas e inspeccionadas. Las medidas fueron de longitud (cm) y de peso (g) en una balanza analítica Plus Ohaus Scout Pro, Modelo: SP6000.

Detección de microplásticos

En el contenido gastrointestinal (CG)

La detección de las PMP se ejecutó modificando el método de Lirio Jazmín Sánchez Hernández (2018). Como primer paso, para la búsqueda de PMP cada TG fue disectado y el contenido observado detalladamente, incluyendo la materia fecal. El contenido de los TG fue examinado con un microscopio digital marca “Alloet”, modelo “Digital Microscope HD 1080P Electronic” que contiene una cámara integrada y utiliza una porta tarjeta “LSK Media micro-SD” para la cual se utilizó una tarjeta de memoria “HC class 32GB”. Con esta cámara se le tomó una fotografía digital a cada microplástico encontrado, (Apéndice 2).

Insertados en el TG

Según el método, primero se lavó la SG para descartar el contenido fecal. El lavado se llevó a cabo depositando la SG en una cubeta o “beaker” con agua destilada y se batió con movimientos giratorios del envase durante 5 a 6 segundos. Luego se filtró el

contenido utilizando un filtro de café con un poro de 20 micrones colocado, encima de un embudo). El filtrado del TG, se dejó reposando por dos minutos para remover exceso de humedad. Esto se repitió otra vez con un nuevo filtro de café para un total de dos lavadas por TG. Luego, se recogió el TG con unas pinzas esterilizadas y se acomodó en un filtro grado 201 y se dejó reposar durante cinco minutos para eliminar el exceso de humedad. Cada TG fue colocado en un matraz cónico de 250 ml etiquetado y con peróxido de hidrogeno (H_2O_2) al 35%, ya que no se consiguió al 30% según sugerido por Sánchez-Hernández (2018). El matraz se dejó reposar por al menos 18 horas con la boquilla tapada con papel de aluminio. El peróxido de hidrogeno se utilizó para eliminar proteínas y lípidos entre otros tejidos blandos, dejando sin alterar a las PMP con el tejido menos blando. Similarmente a los filtrados anteriores, el peróxido de hidrogeno con el TG se filtró a través de un filtro de café y se dejó reposando por dos minutos para luego lavar el tejido dos veces con agua destilada y así eliminar el peróxido de hidrógeno. Con unas pinzas esterilizadas se sustrajo el TG y se colocó en otro filtro grado 201, dejándolo reposar por tres minutos. Luego con las pinzas se transfirió el TG a una placa Petri de cristal con unos círculos de papel de celulosa Whatman número 40, con un diámetro de 90 mm y además se le colocó papel para hornear debajo de cada filtro con su contenido. Cada plato Petri fue cubierto por parafina para evitar que se despegara la tapa. Después, se etiquetó con número de muestra y nombre de la especie cada placa Petri. Seguido, se dejó secar en una plancha Warmer XH – 2001 a 45°C, por 24 horas. Luego se dejó enfriar a temperatura de laboratorio para examinar el TG en un microscopio óptico “American Optical Corp”, Modelo 41, ya que no se pudo conseguir el microscopio digital Celestron modelo 44302 sugerido por Sánchez-Hernández (2018) (Apéndice 3).

Variables descriptivas de los microplásticos

Una vez detectados las PMP, se registraron las características de color, forma (fragmento y fibra) y longitud. Estos se fotografiaron con una cámara digital marca Sony modelo Cyber shot DSC-W730/L con 16.1 megapíxeles con un zum óptico de 8X y se le tomaron las medidas a las PMP en una computadora modelo HP Notebook 2015 y marca Intel® Core™ i3-5005U CPU @ 2.00GHz donde las imágenes capturadas se solaparon con una línea de medición en el programa image j 1.5.0i® (Collins 2007, Apéndice 2 y 3.).

Variables biométricas

Para propósitos de esta tesis, los datos biométricos fueron aquellas medidas tomadas y compartidas por Verónica Seda, Noemí Peña o Wilfredo Torres como parte de proyectos auspiciados por NOAA y USFWS. Estas medidas fueron de las partes del organismo, como peso y largo de los SG, peso de gónadas, determinación de sexo y etapa gonadal visual y con microscopía (Apéndice 10). La determinación de los sexos, las etapas gonadales, el peso de las gónadas fue provisto por el personal del LIP usando una metodología estándar para todos sus informes que se describe en cada una de las siguientes secciones.

Determinación de sexo de forma visual

Sólo estuvieron disponibles datos biométricos de reproducción provistos por Verónica Seda (adscrita al programa SEAMAP y colaboradora de F-48). En algunos peces, la diferenciación entre los sexos mediante un examen superficial puede ser difícil o imposible (Holden y Raitt, 1975). Sin embargo, la distinción entre los sexos se puede hacer normalmente a simple vista al observar las gónadas; en general los ovarios son tubulares, tendiendo a rosados y granulares, en tanto, en los testículos pueden ser más

aplanados, de color más claro y con una línea ondulada en los bordes ventrales (Holden y Raitt, 1975; Apéndice 10).

Determinación de sexo por microscopía

Para determinar el sexo de los peces y etapa gonadal se usó la microscopía (Holden y Raitt, 1975). Para determinar el sexo de los peces se puede llevar a cabo de diferentes maneras; por ejemplo, el sexado a mano, en donde el sexo del pez se puede distinguir visualmente inspeccionando la papila genital en la parte ventral del pez, observando los opérculos o el orificio cloacal, el tamaño de las aletas dorsales, la coloración de las escamas, etc. (Holden y Raitt, 1975). Para descubrir el sexo de un pez, se tiene que observar los atributos físicos y el comportamiento del pez (Holden y Raitt, 1975).

Determinación de etapa gonadal por microscopía

La época reproductiva o estacionalidad del desove generalmente se basa únicamente en la evaluación de los ovarios (Figura 8, 9, 10 y 11). La estacionalidad reproductiva fue determinada calculando el porcentaje de cada clase de madurez por mes y por el promedio de índice gonadosomático (GSI) representado contra el mes de recolección. GSI se calcula para mostrar diferencias en el desarrollo de las gónadas con respecto al peso corporal $GSI = 100 * (GW / FW)$, donde GW es el = peso de la gónada (g) y el FW es el = peso del pez (g). Se determina la talla media estimada en la primera madurez (L50) para machos y hembras. Ajustando la curva logística al porcentaje de peces maduros (clases de madurez ≥ 2). L50 se define como la clase de menor tamaño en la que el 50% de los peces eran sexualmente maduros.

Variables morfométricas

Los datos morfométricos serán aquellas medidas del organismo completo, como Largo Total (LT), Largo de Horquilla (LH) y Peso Total (PT). Los únicos datos de morfometrías disponibles fueron aquellos provistos por el DRNA (Apéndice 11). Este proceso fue redactado, descrito y llevado a cabo por el proyecto F-48 y SEAMAP como parte de metodología estándar para todos sus informes (N. Peña, Comunicación personal, 14 de abril 2021). Cada pez recolectado se mide al milímetro (mm) más cercano a la longitud de la horquilla (LH), largo total (LT) y se midió en gramos el peso total (P). Esto fue llevado a cabo mayormente por Wilfredo Torres (F-48) y Verónica Seda (SEAMAP). En la determinación del largo total y largo de horquilla, éstos fueron medidos por un ictiómetro para poder determinar y evaluar las tallas de captura en longitudes de distintas especies de peces comerciales y recreativas en PR. Los peces se pesaron con una balanza Ohaus.

La relación longitud-peso se usa inicialmente para obtener información sobre la condición de crecimiento de los peces y para determinar si el crecimiento somático era isométrico (el peso incrementa en forma proporcional a la longitud) o alométrico (el peso no se incrementa en forma proporcional a la longitud; De La Hoz, 2018).

Variables ambientales

Clima y periodo muestreado

Para comparar los datos de pesca entre los periodos estacionales del año según el calendario Gregoriano actualizado, se considerará la primavera como el periodo del 20 de marzo al 20 de junio de 2020, el verano del 21 de junio al 22 de septiembre de 2020, el otoño del 23 de septiembre al 22 de diciembre de 2019 y el invierno del 23 de diciembre de 2019 al 19 de marzo de 2020, determinados para el hemisferio norte y la zona horaria Hora Estándar del Atlántico (Apéndice 12).

Las precipitaciones abundan y se hacen notar regularmente en Puerto Rico. Especialmente se dan en los meses de abril a octubre. El resto del año las lluvias siguen teniendo presencia, aunque pierden mucha intensidad (Quiñones y Torres, 2012). La precipitación mensual de la zona del Este y Oeste Interior de Puerto Rico se obtuvo de los datos de NOAA para el 2019 y 2020 (Pica *et al.*, 2018).

La estación húmeda o de lluvias usualmente transcurre desde mayo hasta octubre, desde finales de primavera hasta principios del otoño. Durante estos meses el clima de PR es especialmente caluroso, húmedo y lluvioso (Quiñones y Torres, 2012). Alrededor del 75% de las lluvias totales se registran en estos meses con lluvias propias de las zonas tropicales y se suelen formar al atardecer o durante la noche. Fuertes tormentas que descargan con intensidad una gran cantidad de agua, pero en poco tiempo desaparecen dejando despejado el cielo puertorriqueño (Quiñones y Torres, 2012). Aproximadamente, entre 15 y 19 días al mes llueve sobre la isla. Entre julio y noviembre se produce la temporada de huracanes y fuertes tormentas tropicales. Pero en agosto y septiembre son los meses de mayor actividad por lo que provocan fuertes inundaciones y corrimientos de tierra que suelen afectar, (Quiñones y Torres, 2012).

El resto del año el clima de PR se vuelve algo más suave, con temperaturas medias de tres o cuatro grados menos y una humedad menor que hace que el ambiente sea algo más seco (Quiñones y Torres, 2012). Las precipitaciones siguen teniendo presencia, aunque en menor medida con lo cual, los promedios mensuales varían entre 60 y 80 mm. y muy por debajo de los 130 mm, 200 mm de los meses lluviosos (Quiñones y Torres, 2012).

Variables ecológicas

La residencia de la cada especie fue determinada según (Hernández *et al.*, 2019). La permanencia de los peces en un ecosistema determinado puede ser constante como las especies frecuentes o transitorias. Para propósitos de esta tesis, una especie frecuente pudieran describirse como, aquella que es común o temporalmente permanente.

Perfiles de hábitat

Según Robertson y Van Tassell (2019), los peces de arrecifes no necesariamente se restringen a ocupar el área de los corales, sino también pudieran ocupar hábitats circundantes, entre los que se consideraron los siguientes: corales, bahías, bosques de gorgonias, estuarios, lagunas, lodos marinos, manglares, pastos marinos y playas (Apéndice 13).

Salinidad

Algunos de estos peces, sobre todo los relacionados a los estuarios, son eurihalinos y se adaptan a vivir en ambientes con una amplia variación de salinidad tales como: agua de mar (35 gramos de sal por litro; AEDYR, 2019), agua salobre (0.5 a 30 g/l; Valdivielso, 2021) y agua dulce (cerca de 0.5 ppt.; EcuRed, 2021; Apéndice 14).

Zonas verticales

Las especies de peces de arrecifes pueden ocupar diferentes profundidades como parte de su hábitat. Las profundidades usuales fueron tomadas de Robertson y Van Tassell (2019) y según la distribución de estas en la muestra se formaron las diferentes categorías de profundidad. De la misma fuente, se obtuvieron las ocupaciones de las especies en la columna de agua clasificadas en diferentes niveles de profundidad, de la siguiente forma (Apéndice 14):

- ❖ Zona pelágica - es la zona de alta mar o “mar abierto”, y se extiende desde el punto más bajo de marea baja hasta aproximadamente los 200 metros de profundidad (Lira, 2019).
- ❖ Zona demersal – es situada justo por encima del fondo del océano, y puede tener zonas de luz o de oscuridad (Desonie, 2016).
- ❖ Zona béntica - es aquella que ocupa el declive y parte del suelo que conecta la zona nerítica con la oceánica. Contempla numerosa flora y fauna, así como las capas de suelo que conforman su estructura (Desonie, 2016).

Fondos marinos

Los peces de arrecifes pueden ocupar distintos tipos de fondos, en este estudio se consideraron los siguientes (Apéndice 14):

- ❖ Fondos arenoso blando – son sustratos muy inestables y, están formados por pequeñas partículas sueltas de diferentes tamaños (arenas, gravas, cascajo, fangos), que han sido arrastradas por el viento, la dinámica del mar o la erosión de materiales litorales. (Fernández, 2020).
- ❖ Fondo fangoso – son caños, marismas, estuarios o ensenadas, aunque también es posible encontrarlos a gran profundidad, (Fernández, 2020). Los fangos proceden de materiales muy finos, principalmente arcillas y limos provenientes de la tierra (Fernández, 2020).
- ❖ Fondo duro - son una continuación de las zonas rocosas emergidas en la tierra, y albergan comunidades biológicas estables y muy ricas en cuanto a densidad y variedad de especies (Fernández, 2020). Estos fondos rocosos son superficies cubierta por organismos, desde una enorme variedad de algas, hasta toda clase de animales invertebrados como esponjas, corales, anémonas, estrellas de mar, erizos, mejillones, ostras, y otras muchas especies (Fernández, 2020).

Variables taxonómicas

Todos los peces se clasificaron hasta el nivel de especies (Apéndice 1)

Variables de pesquería

Desembarcos

Se evaluaron los desembarcos obtenidos de las siguientes fuentes: pescadería Kadmiel en Naguabo, pescadería Dockey y los sectores El Seco y La Mora en Mayagüez, villa pesquera Puerto Real y SEAMAP con sede en Cabo rojo y desembarcos del este y oeste de PR (Apéndice 6). Los desembarcos se dieron de la siguiente forma (Apéndice 6):

- a) En la Pescadería Dockey y los sectores El Seco y La Mora, se pesca mayormente de forma nocturna a menos de una milla de la bahía de Mayagüez; (W. Santiago, comunicación personal, 9 de marzo de 2021.
- b) En la Villa Pesquera Puerto Real la pesca es muy variada, la muestra fue obtenida relativamente cerca de la costa oeste de Cabo Rojo (W. Santiago, comunicación personal, 12 de marzo de 2021.
- c) En la Pescadería Kadmiel pescaron al sur de Vieques o por la costa de Fajardo (W. Santiago, comunicación personal, 12 de marzo de 2021).
- d) En el Proyecto SEAMAP la pesca se llevó a cabo por empleados y contratistas del DRNA tanto en la zona este como la zona oeste de PR.

Artes de pesca

Serán evaluadas las siguientes artes de pescas (Apéndice 7 y 15).

- 1) Arpón - El Reglamento de Pesca de Puerto Rico (7949) lo describe en su artículo 4.6 como “arte de pesca que lanza un proyectil puntiagudo bajo el agua con fuerza manual o mecánica (Arosemena, 2010).

- 2) La caña de pescar de fondo, la técnica consiste principalmente en situar el anzuelo cebado sobre el fondo, donde habitan diferentes especies marinas. El objetivo de este tipo de pesca es el colocar el señuelo en el fondo del mar (Álvarez, 2021). El Reglamento de Pesca de Puerto Rico (7949) según redactado el 24 de noviembre de 2010, no describe esta arte en su artículo 4.
- 3) Carrete de mano, Cordel o Mica de fondo - El Reglamento de Pesca de Puerto Rico (7949) lo describe en su artículo 4.22 como “marco rotatorio hecho en plástico o fibra de vidrio usado para enrollar líneas de pesca” (Arosemena, 2010).
- 4) Palangre - El Reglamento de Pesca de Puerto Rico (7949) lo describe en su artículo 4.55 como “arte de pesca que consiste en una línea larga de pesca con anzuelos encarnados con líneas separadas, el cual puede ser anclado o dejado a la deriva (Arosemena, 2010). También fueron evaluados los anzuelos, donde la información estuvo disponible.

RESULTADOS

Variables de microplásticos

Detección de microplásticos

En el contenido gastrointestinal

Pregunta 1. ¿Se podrá detectar partículas de PMP en el contenido gastrointestinal (CG) con el método utilizado?

Se logró obtener una muestra de 77 peces en total pertenecientes a 13 especies (Apéndice 1). No se detectaron partículas mesoplásticas, o sea de dimensiones por encima de la longitud de la categoría PMP (>5 mm). Tampoco se encontró granos de arena ni gravilla (piedras minúsculas resultado de la erosión mineral). En los CG examinados, se detectaron 35 PMP en 21 peces, de un total de 61, equivalente a un 34.4% de la muestra ($\bar{x} = 0.573 \pm 0.126$) PMP por muestra ($N = 61$). Y en aquellas muestras con las PMP detectadas (o sea contaminadas) el promedio fue de 1.67 ± 0.22 ($N = 21$; de 0 a 4 PMP). Todos las PMP fueron detectados en el estómago; ninguno en el intestino. Estos resultados son compatibles con la H_1 , o sea, se pudo detectar las PMP en el CG con el método utilizado.

Pregunta 2. ¿Se podrá medir el largo de las PMP detectados en el CG con el método utilizado?

En promedio el largo de las 35 PMP encontradas midió 3.297 ± 0.280 μm . La más pequeña midió 1.1 μm y la más larga 6.8 μm . La mayor frecuencia estuvo en las PMP de menor tamaño (Figura 13); estos resultados son compatibles con H_1 . O sea, se pudo medir el largo de las PMP detectadas en el CG con el método utilizado.

Pregunta 3. ¿Se podrá describir la forma de las PMP detectados en el CG con el método utilizado?

La determinación de la diferencia entre microfilamentos y microfibras no se puede determinar bajo los microscopios utilizados pues tiene que ver más con la procedencia del plástico que con la forma (Apéndice 8). Las 35 PMP encontradas fueron detectadas en forma de microfilamentos y microfibras; por lo tanto, estas dos se agruparon en la categoría de microhilos. No se encontraron PMP en forma de microfragmentos, microesferas o residuos. De hecho, estas últimas tres formas también son imposibles de diferenciar con el método utilizado por lo que se agruparon en la categoría de microfragmentos. Por lo tanto, se acepta H_1 ; se pudieron describir las formas de las PMP detectadas.

Pregunta 4. ¿Se podrá describir el color de las PMP detectados en el CG con el método utilizado?

Se pudieron describir los colores de las PMP detectadas. Se detectaron cinco categorías de color en las siguientes cantidades: 26 (76%) negros, cinco (15%) rojos, uno (3%) gris, uno (3%) azul y uno (3%) verde. En los peces con PMP, en promedio se detectaron 1.238 ± 0.194 (de 0 a 3) PMP por organismo, que eran negras, 0.238 ± 0.117 (de 0 a 2) de color rojas y 0.0476 ± 0.0476 para cada uno de los demás colores (azul, gris y verde). Se encontró diferencia significativa entre la cantidad de PMP de color negras en comparación con los demás colores (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 32.05$, $p = 7.66^{-12}$; compatible con H_1 ; Tabla 1 y 2).

En el tejido gastrointestinal

Pregunta 5. ¿Se podrá detectar PMP en el TG con el método utilizado?

Se pudo detectar las PMP en el TG con el método utilizado. En los TG examinados, se detectaron 80 PMP en 45 de los 77 peces, equivalente a un 58% de los peces muestreados. En promedio se encontraron ($\bar{x} = 1.04 \pm 0.131$ PMP por muestra $N = 77$). En aquellas muestras con las PMP detectados el promedio fue de 1.78 ± 0.15 ($N = 45$; de 0 a 4). Similar a lo detectado en el CG, todos las PMP fueron detectados en el estómago; ninguno en el intestino. Estos resultados son compatibles con la H_1 .

Pregunta 6. ¿Se podrá medir el largo de las PMP detectadas en el TG con el método utilizado?

Se pudo medir el largo de las PMP detectadas en el TG con el método utilizado. En promedio el largo de las 80 PMP encontradas midió $6.820 \pm 0.368 \mu\text{m}$. La más pequeña midió $0.95 \mu\text{m}$ y la más larga $15.5 \mu\text{m}$. La mayor frecuencia estuvo en las PMP de tamaño mediano (Figura 14). Estos resultados son compatibles con H_1 .

Pregunta 7. ¿Se podrá describir la forma de las PMP detectadas en el TG con el método utilizado?

Las 80 PMP encontradas fueron detectadas de dos formas: microhilos y microfragmentos. Las formas más abundantes fueron las microhilos (74 PMP o 92.5%). Se encontraron seis PMP (7.5%) como microfragmentos. Por lo tanto, se acepta la H_1 ; sí se pudieron describir las formas de las PMP detectadas (Apéndice 9).

Pregunta 8. ¿Se podrá describir el color de las PMP detectados en el TG con el método utilizado?

Se detectaron ocho categorías de color en las siguientes cantidades: 33 (41%) negros, 14 (18%) azules, 13 (16%) rojos, seis (8%) grises, cinco (6%) transparentes, cinco (6%) blancos y cuatro (5%) marrones. (Tabla 3). En los peces con PMP, en promedio se detectaron 0.64 ± 0.106 (de 0 a 3) partículas negras, 0.269 ± 0.068 (0 a 2) azules, 0.25 ± 0.072 (de 0 a 2) rojos, 0.115 ± 0.052 (0 a 2) grises, 0.096 ± 0.050 (0 a 2) transparentes, 0.096 ± 0.057 (0 a 2) blancas y 0.077 ± 0.037 (0 a 1) marrones. Se encontró diferencia significativa entre la cantidad de PMP de color negras en comparación con los demás colores. También, hubo diferencia significativa entre la cantidad de PMP azules en comparación con los demás colores excepto el transparente y el rojo. Además, hubo diferencia significativa entre la cantidad de PMP de color rojo en comparación con los demás colores, excepto transparente, azul y la gris. Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 25.54$, $p = 2.343^{-09}$; compatible con H_1 ; Tabla 3 y 4). Por lo tanto, se acepta la H_1 ; sí se pudieron describir los colores de las PMP detectados en el TG.

Comparación de microplásticos entre el CG y el TG

Pregunta 9. ¿Hay diferencia significativa entre la cantidad de PMP encontradas en el CG y el TG?

En una comparación de 61 muestras, el promedio de PMP en el CG (0.573 ± 0.126) fue significativamente menor que el promedio en el TG (1.065 ± 0.147); Prueba de t-pareada: $t = -2.724$, $gl = 60$, $p = 0.00842$); compatible con H_1 ; si hay diferencia entre la cantidad de PMP en los CG y el TG.

Pregunta 10. ¿La cantidad de PMP encontradas en el CG está correlacionada con la cantidad en el TG?

En la comparación de 61 muestras, no se encontró correlación entre la cantidad de PMP encontradas en el CG y en el TG (Prueba de correlación de Pearson: $r = 0.141$, $p = 0.276$); compatible con H_0 .

Pregunta 11. ¿Hay diferencia significativa entre el largo de las PMP encontradas en el CG y el TG?

Comparando el largo promedio de las PMP encontradas en el CG ($\bar{x} = 3.297 \pm 0.280$) con las encontradas en el TG ($\bar{x} = 6.820 \pm 0.368$), las del últimas fueron significativamente más largas (Prueba de t- asumiendo diferencia en varianzas: $t = -7.598$, $gl = 111$, $p = 1.025^{-11}$; compatible con H_1). O sea, si hay diferencia significativa entre el largo de las PMP encontradas en el CG y el TG.

Pregunta 12. ¿La longitud promedio de las PMP detectadas en el CG está correlacionada con la encontrada en el TG?

En la comparación de los promedios de 15 muestras pareadas con PMP, se encontró correlación débil pero significativa entre las longitudes de las PMP encontradas en el CG y en el TG (Prueba de correlación de Pearson: $r = 0.564$ $p = 0.0283$); compatible con H_1 .

Pregunta 13. ¿Hay diferencia significativa entre las frecuencias de formas (microhilos y microfragmentos) de las PMP encontradas en el CG y el TG?

Para poder analizar la comparación de forma pareada, no se consideraron las primeras 16 muestras. En las demás sólo se encontró un PMP en forma de microfragmentos en el TG de un solo pez, por lo tanto, esta forma no se puede comparar de forma pareada. Sin embargo, en ambos se encontraron microhilos, detectando

significativamente menos microhilos en CG ($\bar{x} = 0.58 \pm 0.129$) que en el TG ($\bar{x} = 1.065 \pm 0.144$); Prueba de t- pareada: $t = -2.71$, $gl = 59$, $p = 0.009$); compatible con H_1 . O sea, si hay diferencia entre las frecuencias de formas de las PMP encontradas en el CG y el TG.

Pregunta 14. ¿La cantidad de microhilos encontrados en el CG está correlacionada con las del TG?

En la comparación de los promedios de 60 muestras pareadas con microhilos, no se encontró correlación significativa entre los encontrados en el CG y en el TG (Prueba de correlación de Pearson: $r = 0.14$, $p = 0.262$; compatible con H_0).

Pregunta 15. ¿Hay diferencia significativa entre las frecuencias de colores de las PMP encontradas en el CG y el TG? Si hubiera diferencia, ¿en qué colores serían estas?

Hubo diferencia significativa al comparar las frecuencias de colores de las PMP encontradas en el CG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 16.6$, $p = 2.98^{-10}$ compatible con H_1). Los colores más frecuentes de las PMP en el CG fueron en orden de mayor a menor: negro, rojo, azul, gris y verde. (Tabla 5; Figura 15; apéndice 8).

También hubo diferencia significativa al comparar las frecuencias de colores de las PMP encontradas en el TG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 25.54$, $p = 2.343^{-09}$; Tabla 6; Figura 15; compatible con H_1). Los colores más frecuentes de las PMP en el TG fueron en orden de mayor a menor: negro, azul, rojo, gris, transparente, blanco y marrón. (apéndice 9).

Al comparar las frecuencias se encontró que no todos los colores fueron detectados en CG y TG. Por ejemplo, no se detectaron PMP de color blanco, marrón y transparente en el CG, a diferencia de lo detectado en TG. Tampoco hubo PMP de color verde en TG, a diferencia de lo detectado en CG. Cuatro colores se detectaron tanto en

CG como en TG. Las PMP de color azul fueron significativamente más frecuentes en el TG (Prueba de Mann Whitney: $U = 805.5$, $p = 0.003$; compatible con H_1). No hubo diferencia significativa entre las frecuencias detectadas en CG y TG de los colores gris (Prueba de Mann Whitney: $U = 965.5$, $p = 0.17$; compatible con H_0), negro (Prueba de Mann Whitney: $U = 1027.5$, $p = 0.92$; compatible con H_0) y rojo (Prueba de Mann Whitney: $U = 925.5$, $p = 0.162$; compatible con H_0).

Variables biométricas

Determinación del peso y largo del SG y su relación con la cantidad de PMP

Pregunta 16. ¿Existe diferencia entre los pesos de los SG según la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

No hubo diferencia significativa al comparar los pesos de los SG entre las cantidades de PMP en el CG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 4.162$, $p = 0.384$; Tabla 7; Figura 16; compatible con H_0). Tampoco hubo diferencia significativa al comparar los pesos de los SG entre las cantidades de PMP en el TG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 3.90$, $p = 0.42$; Tabla 8; Figura 17; compatible con H_0).

Pregunta 17. ¿Existe correlación entre el peso del SG (tejido más contenido de materia orgánica) y la cantidad de PMP encontrados en TG y CG?

En la comparación de los pesos del SG de las 61 muestras pareadas con las cantidades de PMP en TG y CG, se encontró correlación débil pero significativa entre el peso con las cantidades de PMP en el CG ($r = 0.283$, $p = 0.0270$; compatible con H_1) pero no con las del TG ($r = 0.107$, $p = 0.409$; compatible con H_0).

Pregunta 18. ¿Existe diferencia entre el largo del SG según la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

En la comparación entre los largos del SG de las 61 muestras con las cantidades de PMP en CG, no hubo diferencia significativa al comparar los largos de los SG entre las cantidades de PMP en el CG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 3.25$, $p = 0.515$; compatible con H_0 ; Tabla 9; Figura 18). Tampoco hubo diferencia significativa al comparar los largos de los SG entre las cantidades de PMP en el TG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 4.26$, $p = 0.37$; Tabla 10; Figura 19, compatible con H_0).

Pregunta 19. ¿Existe correlación entre en la longitud del SG y la cantidad de PMP encontrados en TG y CG?

En la comparación con las longitudes de las tripas de las muestras pareadas con las cantidades de PMP en los TG y CG, no se encontró correlación significativa entre los encontrados en el CG ($r = 0.21$, $n = 21$, $p = 0.368$) y el TG fue de ($r = 0.06$, $n = 36$, $p = 0.735$); ambos resultados compatibles con H_0).

Determinación del peso y longitud del SG y su relación con la longitud de PMP

Pregunta 20. ¿Existe diferencia entre las clasificaciones de los pesos de los SG según la longitud de PMP encontrados en CG y TG?

Como en la respuesta a la pregunta 11 se encontró que la longitud de las PMP detectadas en el CG fue menor que la de las detectadas en el TG, las localidades se analizaron apartes según sigue. Para aquellas muestras con PMP en el CG, a través de un histograma de dos columnas se pudo clasificar el peso de los SG de 8 a 84 g y de 84 a 160 g, como livianos y pesado, respectivamente (Figura 20). De igual manera, para aquellas muestras con PMP en el TG se pudo clasificar el peso de los SG de 7 a 83.5 g y

de 83.5 a 160 g, como livianos y pesado, respectivamente (Figura 21). Con PMP en el CG, fueron 14 y 7 los SG livianos y pesados, respectivamente. Mientras que con PMP en el TG, fueron 9 y 27 los SG livianos y pesados, respectivamente.

En los SG livianos, la longitud de las PMP en el CG promedió $3.204\ \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.341. Similarmente, en los SG pesados, la longitud de las PMP del CG promedió $3.548\ \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.542. Al comparar la longitud de las PMP del CG en SG livianos con el encontrado en SG pesados no se encontró diferencia significativa (Prueba de Mann Whitney: $U = 134$, $g1 = 21$, $p = 0.772$; compatible con H_0).

Por otro lado, en los SG livianos, la longitud de las PMP en el TG promedió $7.205\ \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.443. Similarmente, en los SG pesados, la longitud de las PMP del TG promedió $7.65\ \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.796. Al comparar la longitud de las PMP del TG en SG livianos con el encontrado en SG pesados no se encontró diferencia significativa (Prueba de Mann Whitney: $U = 364$, $p = 0.675$; Apéndice 8 y 9, compatible con H_0).

Pregunta 21. ¿Existe correlación entre los pesos de los SG y la longitud de las PMP encontrados en TG y CG?

El peso de los SG con PMP en CG no se correlacionó con la longitud de las PMP (Correlación de Pearson: $r = 0.0608$, $n = 35$, $p = 0.728$; compatible con H_0). Tampoco se correlacionó el peso de los SG con PMP en TG con la longitud de las PMP (Correlación de Pearson: $r = 0.0329$, $n = 65$, $p = 0.794$; compatible con H_0).

Pregunta 22. ¿Existe diferencia entre las clasificaciones de longitud del SG según la longitud de las PMP encontradas en CG y TG?

Debido a que según la respuesta a la pregunta 11, la longitud de las PMP encontradas en el CG es menor que el de las encontradas en el TG, estos se analizaron

aportes según sigue: Para aquellas muestras con PMP en el CG, a través de un histograma de dos columnas se pudo clasificar la longitud de los SG de 4 a 12.45 cm y de 12.45 a 20.90 cm, como cortos y largos, respectivamente (Figura 22). De igual manera, para aquellas muestras con PMP en el TG se pudo clasificar la longitud de los SG de 5 a 12.95 cm y de 12.95 a 20.90 cm, como cortos y largos, respectivamente (Figura 23). Con PMP en el CG, fueron 12 y 9 los SG cortos y largos, respectivamente. Mientras que con PMP en el TG, fueron 20 y 16 los SG cortos y largos, respectivamente.

En los SG cortos, la longitud de las PMP en el CG promedió $3.38 \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.430. Similarmente, en los SG largos, la longitud de las PMP del CG promedió $3.275 \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.394. Al comparar la longitud de las PMP del CG en SG cortos con la encontrada en SG largos, no se encontró diferencia significativa (Prueba de Mann Whitney: $U = 144.5$, $p = 0.817$; compatible con H_0).

Por otro lado, en los SG cortos, la longitud de las PMP en el TG promedió $7.706 \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.499. Similarmente, en los SG largos, la longitud de las PMP del TG promedió $6.796 \mu\text{m}$ con un error estándar de 0.618. Al comparar la longitud de las PMP del TG en SG cortos con el encontrado en SG largos, no se encontró diferencia significativa (Prueba de Mann Whitney: $U = 396.5$, $p = 0.109$; compatible con H_0).

Pregunta 23. ¿Existe correlación entre en la longitud del TG y el largo de las PMP encontrados en CG y TG?

La longitud de los SG con PMP en CG no se correlacionó con la longitud de las PMP (Correlación de Pearson: $r = -0.0883$, $n = 35$, $p = 0.484$; compatible con H_0). Tampoco se correlacionó la longitud de los SG con PMP en TG con la longitud de las PMP (Correlación de Pearson: $r = -0.0500$, $n = 65$, $p = 0.775$; compatible con H_0).

Determinación de sexo de forma visual y su relación con la cantidad de PMP

Pregunta 24. ¿Se puede analizar comparativamente si hay diferencia entre los sexos, determinados visualmente, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

Hipótesis específicas:

H_0 = No se puede analizar la diferencia entre los sexos, determinados visualmente, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

H_1 = Se puede analizar y hay diferencia entre los sexos, determinados visualmente, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

H_2 = Se puede analizar y no hay diferencia entre los sexos, determinados visualmente, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

La determinación de sexo de forma visual se llevó a cabo por personal del DRNA y de estas sólo se pudieron analizar para PMP en CG, 3 machos (dos sin PMP y uno de ellos con dos PMP) y una hembra (sin PMP). La muestra en CG es muy pequeña para poder garantizar representatividad y hacer algún análisis comparativo estadístico (compatible con H_0).

Para PMP en TG se encontraron 8 y 12 peces determinados como hembras con 0 a 4 PMP ($\bar{x} = 1.000 \pm 0.5$) y machos con 0 a 3 ($\bar{x} = 1.083 \pm 0.313$), respectivamente. No hubo diferencia significativa entre los sexos en los promedios de PMP (Prueba de Mann Whitney: $U = 42.5$, $p = 0.683$; compatible con H_2 , Apéndice 10).

Pregunta 25. ¿Se puede analizar comparativamente si existe diferencia entre los sexos determinados visualmente en la longitud de PMP encontrados en CG y TG?

La determinación de sexo de forma visual se llevó a cabo por personal del DRNA y de estas sólo se pudieron analizar para PMP en CG, un macho de *Caranx crysos* con dos PMP que midieron 1.77 y 2.35 μm . En el TG se detectaron: tres PMP en el mismo pez y midieron 6.4, 5.1 y 9.7 μm ; dos PMP en un *Ocyurus chrysurus* que midieron 5.6 y

3.7 μm y un PMP en una hembra (macho por microscopía) de *Malacanthus plumieri* que midió 7.3 μm . La muestra es muy pequeña para poder garantizar representatividad y hacer algún análisis comparativo estadístico (compatible con H_0).

Determinación de sexo por microscopía y su relación con la cantidad de PMP

Pregunta 26. ¿Se puede analizar comparativamente si existe diferencia entre los sexos, determinados por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

Hipótesis específicas:

H_0 = No se puede analizar comparativamente y si existe diferencia entre los sexos por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

H_1 = Se puede analizar comparativamente y hay diferencia entre los sexos por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

H_2 = Se puede analizar comparativamente y no hay diferencia entre los sexos por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

La determinación de sexo por microscopía visual se llevó a cabo como en el análisis anterior, por lo que sólo se pudieron analizar cuatro peces para PMP en CG. A diferencia del análisis anterior, la hembra visualmente determinada resulto ser un macho por microscopía sin PMP en el CG (esta fue la única diferencia entre los sexos determinados visualmente y por microscopía). Esta muestra es muy pequeña para poder garantizar representatividad y hacer algún análisis comparativo estadístico (compatible con H_0).

Para PMP en TG, 6 y 11 peces fueron determinados como hembras y machos, respectivamente. Estos números difieren del análisis anterior porque para microscopía hubo tres tejidos que no estuvieron disponibles. Las hembras tuvieron de 0 a 4 ($\bar{x} = 1.167 \pm 0.600$) y los machos tuvieron de 0 a 3 ($\bar{x} = 0.909 \pm 0.315$) PMP. No hubo diferencia

significativa entre los sexos determinados por microscopía en los promedios de PMP (Prueba de Mann Whitney: $U = 30.5$, $p = 0.831$; Apéndice 10, compatible con H_2).

Pregunta 27. ¿Se puede analizar comparativamente si existe diferencia entre los sexos, determinados por microscopia, en la longitud de PMP encontrados en CG y TG?

La determinación de sexo por microscopía visual se llevó a cabo por personal del DRNA y de estas sólo se pudieron analizar para las PMP tres peces machos (uno de ellos visualmente parecía hembra) con resultados idénticos a los de la pregunta #25. La muestra es muy pequeña para poder garantizar representatividad y hacer algún análisis comparativo estadístico (compatible con H_0).

Determinación de etapa gonadal por microscopía y su relación con la cantidad de PMP en CG y TG

Pregunta 28. ¿Se puede analizar comparativamente si hay diferencia entre las etapas gonadales, determinadas por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

Hipótesis específicas:

H_0 = No se puede analizar comparativamente si hay diferencia entre las etapas gonadales por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

H_1 = Se puede analizar comparativamente y hay diferencia entre las etapas gonadales por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

H_2 = Se puede analizar comparativamente y no hay diferencia entre las etapas gonadales por microscopia, en la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

La determinación de las etapas gonadales por microscopía sólo estuvo disponible para algunas muestras del DRNA. En base a estas, 16 peces fueron analizados. Las cuatro muestras donde se analizó PMP en CG fueron de machos en etapa gonadal dos. Por lo

tanto, la muestra es muy pequeña para poder garantizar representatividad y hacer algún análisis comparativo estadístico (Compatible con H_0 , Tabla 11 y Apéndice 10).

Para las muestras en el TG, se encontraron cuatro etapas gonadales y en todas ellas habían PMP según se describe en la Tabla 11. No hubo diferencia significativa en la cantidad de PMP entre los sexos (Prueba de Mann Whitney: $U = 30.5$, $gl = 8$, $p = 0.831$; compatible con H_2). Al no haber diferencia detectable entre los sexos, se compararon todas las etapas juntas y no se encontró diferencia significativa entre estas (Prueba de Kruskal-Wallis: $H = 4.125$, $p = 0.199$; Compatible con H_2).

Pregunta 29. ¿Hay diferencia entre las etapas gonadales, determinadas por microscopia, en la longitud de PMP encontrados en CG y TG?

La determinación de las etapas gonadales por microscopía sólo estuvo disponible para algunas muestras del DRNA. Estas fueron machos en etapa 2 y etapa 5, y hembras en etapa 2 (Tabla 12). Al comparar las etapas gonadales por sexo de peces con PMP en CG y/o TG, no se detectó diferencia significativa entre las cuatro categorías resultantes (Prueba de Kruskal-Wallis: $H = 5.25$, $p = 0.154$; compatible con H_0).

Variables morfométricas

Determinación del peso, largo total y largo de horquilla de los peces y su relación con la cantidad de PMP

Pregunta 30. ¿Existe correlación entre el peso de los peces y la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

La determinación de los pesos sólo estuvo disponible para las muestras del DRNA (Tabla 13 y Apéndice 11). El peso de los peces con PMP en CG no se correlacionó con la cantidad de las PMP detectadas en sus CG (Correlación de Pearson: $r = 0.188$, $n = 15$, $p = 0.502$ compatible con H_0). Tampoco se correlacionó la cantidad de PMP detectada en

sus TG (Correlación de Pearson: $r = -0.119$, $n = 31$, $p = 0.555$; compatible con H_0). A diferencia de la comparación en la pregunta #10, las cantidades de PMP en estas submuestras de CG y TG se correlacionaron significativamente (Correlación de Pearson: $r = 0.629$, $n = 15$, $p = 0.012$ compatible con H_1). Si se detectó correlación significativa entre el peso de los peces y la cantidad de PMP encontrados en CG y TG.

Pregunta 31. ¿Existe correlación entre la longitud total de los peces y la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

La determinación de las longitudes totales sólo estuvo disponible para las muestras del DRNA (Tabla 14 y Apéndice 11). La longitud total de los peces con PMP en CG no se correlacionó con la cantidad de las PMP detectadas en sus CG (Correlación de Pearson: $r = -0.383$ $n = 15$, $p = 0.159$; compatible con H_0). Tampoco se correlacionó con la cantidad de PMP detectada en sus TG (Correlación de Pearson: $r = -0.130$, $n = 31$, $p = 0.485$; compatible con H_0).

Pregunta 32. ¿Existe correlación entre el largo de horquilla de los peces y la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

La determinación de las longitudes de horquilla sólo estuvo disponible para algunas muestras del DRNA. La longitud de horquilla de los peces con PMP en CG no se correlacionó con la cantidad de las PMP detectadas en sus CG (Correlación de Pearson: $r = -0.384$, $n = 15$, $p = 0.157$; compatible con H_0). Tampoco se correlacionó con la cantidad de PMP detectada en sus TG (Correlación de Pearson: $r = -0.213$, $n = 30$, $p = 0.259$; compatible con H_0). Las cantidades de PMP en estas submuestras de CG y TG son iguales a las de la pregunta #10 y como tal se correlacionaron significativamente.

**Determinación del peso, largo total y largo de horquilla de los peces y su
relación con la longitud de las PMP**

Pregunta 33. ¿Existe correlación entre el peso de los peces y la longitud de las PMP detectados en CG y TG?

La determinación de los pesos sólo estuvo disponible para las muestras del DRNA (Tabla 14). No hubo correlación entre el peso de los peces con PMP en el CG y la longitud de las PMP detectadas en sus CG (Correlación de Pearson: $r = -0.075$, $n = 7$, $p = 0.874$; compatible con H_0). Tampoco hubo correlación entre el peso de los peces con PMP en el TG y la longitud de las PMP detectadas en sus TG (Correlación de Pearson: $r = 0.45$, $n = 16$, $p = 0.079$; compatible con H_0).

Pregunta 34. ¿Existe correlación entre la longitud total de los peces y la longitud de las PMP detectados en CG y TG?

La determinación de longitud total de los peces sólo estuvo disponible para las muestras del DRNA (Apéndice 11). La longitud total de los peces con PMP en CG no se correlacionó con la longitud de las PMP detectadas en sus CG (Correlación de Pearson: $r = 0.632$, $n = 7$, $p = 0.128$; compatible con H_0). Tampoco se correlacionó la longitud de las PMP detectada en sus TG (Correlación de Pearson: $r = 0.037$, $n = 16$, $p = 0.891$; compatible con H_0).

Pregunta 35. ¿Existe correlación entre el largo de horquilla de los peces y la longitud de las PMP detectada en CG y TG?

La determinación de longitud de horquilla de los peces sólo estuvo disponible para las muestras del DRNA). La longitud de horquilla de los peces con PMP en CG no se correlacionó con la longitud de las PMP detectadas en sus CG (Correlación de Pearson: $r = 0.638$, $n = 7$, $p = 0.12$; compatible con H_0). Tampoco se correlacionó la longitud de las

PMP detectadas en sus TG (Correlación de Pearson: $r = -0.044$, $n = 16$, $p = 0.872$; compatible con H_0).

Variables climáticas

Clima y periodo muestreado

Determinación de las estaciones del año y las zonas de precipitación fluvial con mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas y su relación con la cantidad y longitud de PMP

Pregunta 36. ¿Hay diferencia entre las estaciones del año o entre las zonas de precipitación fluvial en la proporción de peces con PMP encontradas en CG y TG?

Las estaciones muestreadas para PMP en el CG fueron verano (muestras de junio, julio y agosto de 2020) e invierno (muestras de febrero de 2020). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP encontradas en CG, entre el verano ($\bar{x} = 0.333 \pm 0.083$, $n = 33$) y el invierno ($\bar{x} = 0.357 \pm 0.092$, $n = 28$; Prueba de Mann Whitney: $U = 451$, $p = 0.853$; compatible con H_0). Las estaciones muestreadas para PMP en el TG fueron verano (muestras de junio, julio y agosto de 2020), otoño (muestras de septiembre, octubre y noviembre de 2019) e invierno (muestras de febrero de 2020). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP encontradas en TG, entre el verano ($\bar{x} = 0.576 \pm 0.0874$, $n = 33$), el otoño ($\bar{x} = 0.563 \pm 0.128$, $n = 16$) y el invierno ($\bar{x} = 0.571 \pm 0.0952$, $n = 28$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 0.0056$, $p = 0.996$, compatible con H_0).

Las zonas de precipitación fluvial fueron determinadas según la división climática del Servicio Nacional del Clima (NOAA). Estas son Este Interior y Oeste Interior. No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP encontradas en CG, entre las pertenecientes a la zona Este Interior ($\bar{x} = 0.250 \pm 0.135$, $n = 12$) y las de la zona del Oeste Interior ($\bar{x} = 0.367 \pm 0.070$, $n = 49$; Prueba de Mann Whitney: $U = 259.5$, $p =$

0.454; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP encontradas en TG, entre las pertenecientes a la zona Este Interior ($\bar{x} = 0.417 \pm 0.149$, $n = 12$) y las de la zona del Oeste Interior ($\bar{x} = 0.60 \pm 0.0612$, $n = 65$; Prueba de Mann Whitney: $U = 318.5$, $p = 0.245$; compatible con H_0).

Pregunta 37. ¿Hay diferencia entre las estaciones del año o entre las zonas de precipitación fluvial en la cantidad de PMP encontradas en CG y TG?

No se detectó diferencia significativa en el promedio de la cantidad de PMP encontradas en CG, entre el verano ($\bar{x} = 0.576 \pm 0.185$, $n = 33$) y el invierno ($\bar{x} = 0.571 \pm 0.174$, $n = 28$; Prueba de Mann Whitney: $U = 451$, $p = 0.858$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en el promedio de la cantidad de PMP encontradas en TG, entre el verano ($\bar{x} = 1.00 \pm 0.185$, $n = 33$), el otoño ($\bar{x} = 0.938 \pm 0.295$, $n = 16$) y el invierno ($\bar{x} = 1.11 \pm 0.243$, $n = 28$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 0.366$, $p = 0.518$, Tabla 15 y Apéndice 12, compatible con H_0).

No se detectó diferencia significativa en el promedio de la cantidad de PMP encontradas en CG, entre las pertenecientes a la zona Este Interior ($\bar{x} = 0.583 \pm 0.358$, $n = 12$) y las de la zona del Oeste Interior ($\bar{x} = 0.571 \pm 0.134$, $n = 49$); Prueba de Mann Whitney: $U = 269.5$, $p = 0.605$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa en el promedio de la cantidad de PMP encontradas en TG, entre las pertenecientes a la zona Este Interior ($\bar{x} = 1.00 \pm 0.369$, $n = 12$) y las de la zona del Oeste Interior ($\bar{x} = 1.031 \pm 0.142$, $n = 65$; Prueba de Mann Whitney: $U = 369$, $p = 0.760$; Tabla 15 y Apéndice 12, compatible con H_0).

Pregunta 38. ¿Hay diferencia entre las estaciones del año o entre las zonas de precipitación fluvial en las longitudes de PMP encontradas en CG y TG?

No se detectó diferencia significativa en el promedio de la longitud de las PMP encontradas en CG, entre el verano ($\bar{x} = 3.753 \pm 0.431 \mu\text{m}$, $n = 19$) y el invierno ($\bar{x} = 2.833 \pm 0.353 \mu\text{m}$, $n = 16$; Prueba de Mann Whitney: $U = 110.5$, $p = 0.174$; compatible con H_0). Sin embargo, se detectó una menor longitud promedio de las PMP encontradas en el TG de las muestras colectadas en otoño ($\bar{x} = 4.678 \pm 0.869 \mu\text{m}$, $n = 15$), en comparación con las colectadas en verano ($\bar{x} = 7.436 \pm 0.540 \mu\text{m}$, $n = 34$), y en el invierno ($\bar{x} = 7.182 \pm 0.557 \mu\text{m}$, $n = 31$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 10.75$, $p = 0.005$, compatible con H_1). O sea, si hay diferencia entre las estaciones del año o entre las zonas de precipitación fluvial en las longitudes de PMP encontradas en CG y TG.

No se detectó diferencia significativa en el promedio de las longitudes de PMP encontradas en CG, entre las pertenecientes a la zona Este Interior ($\bar{x} = 3.002 \pm 0.599 \mu\text{m}$, $n = 7$) y las de la zona del Oeste Interior ($\bar{x} = 3.414 \pm 0.335 \mu\text{m}$, $n = 28$; Prueba de Mann Whitney: $U = 80.5$, $p = 0.483$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa en el promedio de longitudes de PMP encontradas en TG, entre las pertenecientes a la zona Este Interior ($\bar{x} = 6.681 \pm 0.942 \mu\text{m}$, $n = 13$) y las de la zona del Oeste Interior ($\bar{x} = 6.847 \pm 0.404 \mu\text{m}$, $n = 67$; Prueba de Mann Whitney: $U = 426.5$, $p = 0.912$; Tabla 16, compatible con H_0).

Pregunta 39. ¿Existe correlación entre la precipitación fluvial reportada y la cantidad de PMP encontrados en CG y TG?

Las variables de precipitación fluvial con mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas se obtuvieron según descrito en el método y se comparó con las cantidades de partículas encontradas en el CG y TG. (Tabla 17), compatible con H_0 ,

no se encontró correlación significativa entre las variables de precipitación y las cantidades de PMP en CG y TG.

Pregunta 40. ¿Existe correlación entre la precipitación fluvial reportada y el promedio de longitudes de PMP encontrados en CG y TG?

Las variables de precipitación fluvial con mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas se obtuvieron según descrito en el método. Estas son las siguientes: lluvia promedio del mes de la captura, lluvia promedio normal del mes de la captura, lluvia acumulada, lluvia normal acumulada y porcentaje normal. Se compararon estas variables con las cantidades de partículas encontradas en el CG y TG. (Tabla 18), compatible con H_0 , no se encontró correlación significativa entre las variables de precipitación y las longitudes promedio de PMP en CG y TG.

Variables ecológicas

Perfiles de hábitat

Arrecifes rocosos y coralinos

Pregunta 41. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los arrecifes rocosos y coralinos, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de arrecifes rocosos y coralinos (2 de 8 o 25%), y las que no lo son (19 de 53 o 36%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 189$, $p = 0.559$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de arrecifes rocosos y coralinos (13 de 17 o 76%), y las que no lo son (32 de 60 o 53%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 392$, $p = 0.091$; compatible con H_0).

Pregunta 42. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG, entre las especies frecuentes en los arrecifes rocosos y coralinos, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes de arrecifes rocosos y coralinos ($\bar{x} = 0.625 \pm 0.497$, $n = 8$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.566 \pm 0.129$, $n = 53$; Prueba de Mann Whitney: $U = 194.5$, $p = 0.666$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies frecuentes de arrecifes rocosos y coralinos ($\bar{x} = 1.471 \pm 0.286$, $n = 17$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.95 \pm 0.145$, $n = 60$; Prueba de Mann Whitney: $U = 369$, $p = 0.0692$; compatible con H_0).

Pregunta 43. ¿Hay diferencia en la longitud de las PMP encontrados en CG y TG entre las especies frecuentes en los arrecifes rocosos y áreas coralinas, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes de arrecifes rocosos y coralinos ($\bar{x} = 3.38 \pm 0.788 \mu\text{m}$, $n = 5$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.324 \pm 0.319 \mu\text{m}$, $n = 30$; Prueba de Mann Whitney: $U = 74.5$, $p = 1.000$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre las especies frecuentes de arrecifes rocosos y coralinos ($\bar{x} = 5.349 \pm 0.704 \mu\text{m}$, $n = 25$) y las que no lo son ($\bar{x} = 7.489 \pm 0.403 \mu\text{m}$, $n = 55$; Prueba de Mann Whitney: $U = 238$, $p = 0.179$; compatible con H_0).

Áreas arenosas

Pregunta 44. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en las áreas arenosas, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de áreas arenosas (14 de 33 o 42%) y las que no lo son (7 de 28 o 25%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 381.5$, $p = 0.159$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de áreas arenosas (20 de 35 o 57%), y las que no lo son (25 de 42 o 60%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 717.5$, $p = 0.839$; compatible con H_0).

Pregunta 45. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG, entre las especies que son frecuentes en las áreas arenosas y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes de áreas arenosas ($\bar{x} = 0.667 \pm 0.172$, $n = 33$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.464 \pm 0.189$, $n = 28$; Prueba de Mann Whitney: $U = 387$, $p = 0.200$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies frecuentes de áreas arenosas ($\bar{x} = 1.00 \pm 0.188$, $n = 35$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.071 \pm 0.185$, $n = 42$; Prueba de Mann Whitney: $U = 718$, $p = 0.859$; compatible con H_0).

Pregunta 46. ¿Hay diferencia en la longitud de las PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en las áreas arenosas y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes de las áreas arenosas ($\bar{x} = 3.351 \pm 0.417 \mu\text{m}$, $n = 22$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.301 \pm 0.361 \mu\text{m}$, $n = 13$; Prueba de Mann Whitney: $U = 121.5$, $p = 0.473$; compatible con H_0). Pero sí, fueron más largas las PMP encontradas en

los TG entre las especies que son frecuentes en las áreas arenosas ($\bar{x} = 7.717 \pm 0.470 \mu\text{m}$, $n = 35$) en comparación con las especies que no son frecuentes en ese hábitat ($\bar{x} = 6.123 \pm 0.525 \mu\text{m}$, $n = 45$; Prueba de Mann Whitney: $U = 515.5$, $p = 0.0085$; Apéndice 9 y 13, compatible con H_1 , o sea, si hay diferencia en la longitud de las PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en las áreas arenosas y las que no lo hacen.

Bahías

Pregunta 47. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en las bahías, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de bahías (12 de 25 o 48%) y las que no lo son (9 de 36 o 25%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 346.5$, $p = 0.066$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de bahías (16 de 25 o 64%), y las que no lo son (29 de 52 o 56%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 596.5$, $p = 0.499$; compatible con H_0).

Pregunta 48. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en las bahías y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes de las bahías ($\bar{x} = 0.76 \pm 0.210$, $n = 25$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.444 \pm 0.157$, $n = 36$; Prueba de Mann Whitney: $U = 352.5$, $p = 0.091$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa en la cantidad de las PMP encontradas en los TG, entre las especies frecuentes de las bahías ($\bar{x} = 1.08 \pm 0.215$, $n = 25$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.019 \pm 0.166$, $n = 52$; Prueba de Mann Whitney: $U = 606$, $p = 0.617$; compatible con H_0).

Pregunta 49. ¿Hay diferencia en la longitud de las PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en las bahías y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, en las especies que son frecuentes de las bahías ($\bar{x} = 3.342 \pm 0.450\mu\text{m}$, $n = 19$) y las especies que no lo son ($\bar{x} = 3.320 \pm 0.362\mu\text{m}$, $n = 16$; Prueba de Mann Whitney: $U = 135.5$, $p = 0.596$; compatible con H_0). Pero si, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre las especies que son frecuentes de las bahías ($\bar{x} = 7.574 \pm 0.506\mu\text{m}$, $n = 28$) y las que no lo son ($\bar{x} = 6.424 \pm 0.482\mu\text{m}$, $n = 53$; Prueba de Mann Whitney: $U = 541$, $p = 0.046$; Apéndice 9 y 13, compatible con H_1), o sea si hay diferencia en la longitud de las PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en las bahías y las que no lo hacen.

Bosques de Gorgonias

Pregunta 50. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias, y las que no lo son?

De un total de trece especies muestreadas, sólo el capitán o *Lachnolaimus maximus* ($n = 4$) es residente permanente en los bosques de gorgonia. No se encontraron PMP en el CG y el TG de estos peces. No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de los bosques de gorgonia (0 de 4 o 0%) y las que no lo son (21 de 57 o 37%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 72$, $p = 0.142$; compatible con H_0). Pero sí se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de los bosques de gorgonia (0 de 4 o 0%), y las que no lo son (45 de 73 o 62%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 56$, $p = 0.0161$; Apéndice 13, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias y las que no lo hacen.

Pregunta 51. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en el TG, entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes de los bosques de gorgonias ($\bar{x} = 0.00 \pm 0.00$, $n = 4$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.614 \pm 0.134$, $n = 57$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 72$, $p = 0.151$; compatible con H_0). Sin embargo, si se detectó diferencia significativa en la cantidad de las PMP encontradas en los TG, entre las especies frecuentes de los bosques de gorgonias ($\bar{x} = 0.00 \pm 0.00$, $n = 4$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.096 \pm 0.135$, $n = 73$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 56$, $p = 0.030$; Apéndice 9 y 13, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los TG, entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias y las que no lo hacen.

Pregunta 52. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias y las que no lo son?

Siguiendo lo descrito en el resultado anterior, como no hubo cantidad de PMP, no hubo entonces medidas de longitud de las PMP en CG y TG de las *L. maximus*, por lo que no se puede hacer un análisis comparativo con las especies que no residen permanentemente en este tipo de perfil; compatible con H_0 .

Estuarios y Laguna

Pregunta 53. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los estuarios y lagunas, y las que no lo son?

Se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de estuarios y lagunas (13 de 26 o 50%) y las que no lo son (8 de 35 o 23%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 331.5$, $p = 0.029$; Apéndice 8 y 13, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG

o el TG entre las especies frecuentes en los estuarios y lagunas y las que no lo hacen. Sin embargo, no se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de estuarios y lagunas (17 de 26 o 65%), y las que no lo son (28 de 51 o 55%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 593.5$, $p = 0.384$; compatible con H_0).

Pregunta 54. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG, entre las especies frecuentes en los estuarios y lagunas, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en el CG, entre las especies frecuentes de los estuarios y lagunas ($\bar{x} = 0.769 \pm 0.202$, $n = 26$) y las especies que no lo son ($\bar{x} = 0.429 \pm 0.160$, $n = 35$; Prueba de Mann Whitney: $U = 341.5$, $p = 0.0502$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, entre las especies frecuentes de los estuarios y lagunas ($\bar{x} = 1.077 \pm 0.207$, $n = 26$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.019 \pm 0.169$, $n = 51$; Prueba de Mann Whitney: $U = 614$, $p = 0.581$; compatible con H_0).

Pregunta 55. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los estuarios y lagunas, y los que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, en las especies que son frecuentes de los estuarios y lagunas ($\bar{x} = 3.48 \pm 0.449\mu\text{m}$, $n = 20$) y las especies que no lo son ($\bar{x} = 3.135 \pm 0.333\mu\text{m}$, $n = 15$; Prueba de Mann Whitney: $U = 146.5$, $p = 0.920$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG de las especies frecuentes en los estuarios y lagunas ($\bar{x} = 7.663 \pm 0.510\mu\text{m}$, $n = 28$) y las que no lo son ($\bar{x} = 6.367 \pm 0.488\mu\text{m}$, $n = 52$; Prueba de Mann Whitney: $U = 513.5$, $p = 0.07$; compatible con H_0).

Lodos

Pregunta 56. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los lodos, y los que no lo son?

Se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de lodos (5 de 7 o 71%) y las que no lo son (16 de 54 o 30%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 110$, $p = 0.031$; Apéndice 8 y 13, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los lodos y las que no lo hacen. Sin embargo, no se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de lodos (3 de 7 o 43%), y las que no lo son (42 de 70 o 60%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 203$, $p = 0.389$; compatible con H_0).

Pregunta 57. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies frecuentes en los lodos y los que no lo son?

Se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes de lodos ($\bar{x} = 1.143 \pm 0.404$, $n = 7$) y las especies que no lo son ($\bar{x} = 0.500 \pm 0.132$, $n = 54$; Prueba de Mann Whitney: $U = 110$, $p = 0.035$; Apéndice 8 y 13, compatible con H_1) o sea, si hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies frecuentes en los lodos y las que no lo hacen. Pero no se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en TG, entre las especies frecuentes de lodos ($\bar{x} = 1.000 \pm 0.535$, $n = 7$) y las especies que no lo son ($\bar{x} = 1.043 \pm 0.136$, $n = 70$; Prueba de Mann Whitney: $U = 224$, $p = 0.701$; compatible con H_0).

Pregunta 58. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los lodos y los que no lo son?

Se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes de los lodos ($\bar{x} = 2.415 \pm 0.586\mu\text{m}$, $n = 8$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.604 \pm 0.322\mu\text{m}$, $n = 27$; Prueba de Mann Whitney: $U = 45.5$, $p = 0.0148$; Apéndice 8 y 13, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los lodos y las que no lo hacen. Pero no se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG de las especies que son frecuentes de los lodos ($\bar{x} = 6.943 \pm 0.609\mu\text{m}$, $n = 7$) y las que no lo son ($\bar{x} = 6.808 \pm 0.401\mu\text{m}$, $n = 73$; Prueba de Mann Whitney: $U = 226$, $p = 0.621$; compatible con H_0).

Manglares

Pregunta 59. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los manglares, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de manglares (4 de 8 o 50%) y las que no lo son (17 de 53 o 32%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 174$, $p = 0.330$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de manglares (3 de 8 o 38%), y las que no lo son (42 de 69 o 61%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 211.5$, $p = 0.211$; compatible con H_0).

Pregunta 60. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los manglares y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes de los manglares ($\bar{x} = 0.75 \pm$

0.366, $n = 8$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.547 \pm 0.136$, $n = 53$; Prueba de Mann Whitney: $U = 178.5$, $p = 0.402$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la cantidad de las PMP encontradas en los TG, entre las especies que son frecuentes de los manglares ($\bar{x} = 0.625 \pm 0.375$, $n = 8$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.087 \pm 0.139$, $n = 69$; Prueba de Mann Whitney: $U = 205.5$, $p = 0.217$; compatible con H_0).

Pregunta 61. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los manglares y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes de los manglares ($\bar{x} = 2.533 \pm 0.789\mu\text{m}$, $n = 6$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.498 \pm 0.309\mu\text{m}$, $n = 29$; Prueba de Mann Whitney: $U = 42.5$, $p = 0.054$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre las especies que son frecuentes de los manglares ($\bar{x} = 6.814 \pm 0.462\mu\text{m}$, $n = 5$) y las que no lo son ($\bar{x} = 6.821 \pm 0.393\mu\text{m}$, $n = 75$; Prueba de Mann Whitney: $U = 168$, $p = 0.706$; compatible con H_0).

Pastos Marinos

Pregunta 62. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los pastos marinos, y las que no lo son?

Hubo cinco especies que no se consideran frecuentes de pastos marinos y de cada una se obtuvo solo una muestra. Estas fueron las siguientes: cachicata (*Haemulon plumieri*), mero cabrilla colorada (*Epinephelus guttatus*), gallo (*Holocentrus rufus*), japonesa (*Melichthys niger*) y matejuelo blanco (*Malacanthus plumieri*, Apéndice 13). De estas, para muestras de CG solo se pudo evaluar al matejuelo blanco y no tuvo PMP. No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes de pastos marinos (21 de 60 o 35%) y las que no lo son (0 de 1 o

0%; Prueba de muestra única: $t = -0.722$, $p = 0.467$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de pastos marinos (40 de 72 o 56%), y las que no lo son (5 de 5 o 100%; Prueba U de Mann-Whitney: $U = 100$, $p = 0.054$; compatible con H_0).

Pregunta 63. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los pastos marinos y los que no lo son?

No se encontró diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes de los pastos marinos ($\bar{x} = 0.583 \pm 0.129$, $n = 60$) y la que no lo es ($\bar{x} = 0.000$, $n = 1$; Prueba de t para muestra única: $t = -0.581$, $p = 0.564$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la cantidad de las PMP encontradas en los TG, entre las especies que son frecuentes de los pastos marinos ($\bar{x} = 1.000 \pm 0.137$, $n = 72$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.6 \pm 0.4$, $n = 5$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 110$, $p = 0.129$; compatible con H_0).

Pregunta 64. ¿Se puede analizar comparativamente la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los pastos marinos y las que no lo son?

Similar al resultado anterior, como no hubo PMP en el matejuelo blanco, no hubo entonces medidas de longitud de las PMP en CG para los peces que no frecuentan este perfil, por lo que no se puede hacer un análisis comparativo con las especies que si lo frecuentan ($\bar{x} = 3.332 \pm 0.291\mu\text{m}$, $n = 35$). No se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre las especies que son frecuentes de pastos marinos ($\bar{x} = 6.868 \pm 0.386\mu\text{m}$, $n = 72$) y las que no lo es ($\bar{x} = 6.386 \pm 1.313\mu\text{m}$, $n = 8$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 255$, $p = 0.602$; compatible con H_0).

Salinidad

Marina

Pregunta 65. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies estrictas de aguas marinas, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies estrictas de aguas marinas (5 de 24 o 21%) y las que no lo son (16 de 37 o 43%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = -1.776$, $p = 0.076$; compatible con H_0). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies estrictas de aguas marinas (17 de 36 o 47%), y las que no lo son (28 de 41 o 68%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 582.5$, $p = 0.064$; compatible con H_0).

Pregunta 66. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontradas en CG y TG, entre las especies estrictas en aguas marinas y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies estrictas en aguas marinas ($\bar{x} = 0.333 \pm 0.155$, $n = 24$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.729 \pm 0.180$, $n = 37$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 344.50$, $p = 0.08$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la cantidad de las PMP encontradas en los TG, entre las especies estrictas de aguas marinas ($\bar{x} = 0.833 \pm 0.193$, $n = 36$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.219 \pm 0.176$, $n = 41$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 566.5$, $p = 0.065$; compatible con H_0).

Pregunta 67. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies estrictas en aguas marinas y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG de especies estrictas en aguas marinas ($\bar{x} = 3.251 \pm 0.376\mu\text{m}$, $n = 8$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.356 \pm 0.364\mu\text{m}$, $n = 27$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 87.00$, $p = 0.420$;

compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre las especies que son frecuentes en aguas marinas ($\bar{x} = 7.108 \pm 0.657\mu\text{m}$, $n = 30$) y las que no lo son ($\bar{x} = 6.647 \pm 0.442\mu\text{m}$, $n = 50$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 722.5$, $p = 0.788$; compatible con H_0).

Salobre

Pregunta 68. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en aguas salobres, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes en aguas salobres (16 de 37 o 43%), y las que no lo son (5 de 24 o 21%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 344.5$, $p = 0.076$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes de aguas salobres (28 de 41 o 68%), y las que no lo son (17 de 36 o 47%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 582.5$, $p = 0.064$; compatible con, H_0).

Pregunta 69. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies frecuentes en aguas salobres, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes en aguas salobres ($\bar{x} = 0.729 \pm 0.180$, $n = 37$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.334 \pm 0.155$, $n = 24$); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 344.5$, $p = 0.082$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies que son frecuentes en aguas salobres ($\bar{x} = 1.219 \pm 0.176$, $n = 41$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.833 \pm 0.193$, $n = 36$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 566.5$, $p = 0.065$; compatible con H_0).

Pregunta 70. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies frecuentes en aguas salobres, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, en las especies que son frecuentes en aguas salobres ($\bar{x} = 3.356 \pm 0.364\mu\text{m}$, $n = 27$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.251 \pm 0.376\mu\text{m}$, $n = 8$); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 87.00$, $p = 0.420$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG de las especies que son frecuentes en aguas salobres ($\bar{x} = 6.647 \pm 0.442\mu\text{m}$, $n = 50$) y las que no lo son ($\bar{x} = 7.108 \pm 0.657\mu\text{m}$, $n = 30$); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 722.5$, $p = 0.788$; compatible con H_0).

Agua Dulce

Pregunta 71. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en agua dulce, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes en aguas dulces (13 de 28 o 46%), y las que no lo son (8 de 33 o 24%); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 359.5$, $p = 0.073$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes en aguas dulces (18 de 28 o 64%), y las que no lo son (27 de 49 o 55%); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 623$, $p = 0.438$; compatible con H_0).

Pregunta 72. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies frecuentes en aguas dulces, y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes en aguas dulces ($\bar{x} = 0.714 \pm 0.191$, $n = 28$) y las especies que no lo son ($\bar{x} = 0.455 \pm 0.169$, $n = 33$); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 369.5$, $p = 0.114$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia

significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, las especies que son frecuentes en aguas dulces ($\bar{x} = 1.036 \pm 0.196$, $n = 28$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.041 \pm 0.175$, $n = 49$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 654.5$, $p = 0.729$; compatible con H_0).

Pregunta 73. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en agua dulce y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud promedio de las PMP encontradas en CG, en las especies que son frecuentes en agua dulce ($\bar{x} = 3.48 \pm 0.449\mu\text{m}$, $n = 20$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.135 \pm 0.333\mu\text{m}$, $n = 15$); Prueba U de Mann -Whitney: $U = 146.5$, $p = 0.920$; compatible con H_0). Se detectó diferencia en la longitud promedio de las PMP encontradas en los TG de las especies que son frecuentes en agua dulce ($\bar{x} = 7.629 \pm 0.493\mu\text{m}$, $n = 29$); y las que no lo son ($\bar{x} = 6.361 \pm 0.498\mu\text{m}$, $n = 51$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 523.5$, $p = 0.031$; Apéndice 9 y 14, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en aguas dulces y las que no lo hacen.

Tipos de fondos: blando arenoso, blando fangoso y rocoso

Fondo blando arenoso (suave)

Pregunta 74. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los fondos blandos arenosos, y las que no lo son?

Las especies que frecuentan fondos blandos arenoso se encuentran en el (Apéndice 4). Hubo menos peces con PMP en el CG entre los que frecuentan los fondos blandos arenosos (8 de 35 o 23%) en comparación con los que no lo frecuentan (13 de 26 o 50%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 331.5$, $p = 0.029$; compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies frecuentes en los fondos blandos arenosos y las que no lo hacen. Pero, no se detectó

diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes en los fondos blandos arenosos (25 de 48 o 52%), y las que no lo son (20 de 29 o 69%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 578.5$, $p = 0.149$; compatible con H_0).

Pregunta 75 ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos arenosos y las que no lo son?

Hubo menos PMP en los peces que frecuentan los fondos blandos arenosos ($\bar{x} = 0.429 \pm 0.160$, $n = 35$) en comparación con los que no lo frecuentan ($\bar{x} = 0.769 \pm 0.202$, $n = 26$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 341.5$, $p = 0.050$; compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos arenosos y las que no lo hacen. Pero, no se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies que son frecuentes en fondos blandos arenosos ($\bar{x} = 1.00 \pm 0.179$, $n = 48$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.103 \pm 0.188$, $n = 29$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 614$, $p = 0.366$; compatible con H_0).

Pregunta 76. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos arenosos y las que no los son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre las especies que son frecuentes en fondos blandos arenosos ($\bar{x} = 3.135 \pm 0.333\mu\text{m}$, $n = 15$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.48 \pm 0.449\mu\text{m}$, $n = 20$; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 146.5$, $p = 0.920$; compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG de las especies que son frecuentes en fondos blandos arenosos ($\bar{x} = 6.561 \pm 0.518\mu\text{m}$, $n = 48$) y las que no lo son ($\bar{x} = 7.209 \pm 0.498\mu\text{m}$, $n = 32$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 638$, $p = 0.203$; compatible con H_0).

Fondo blando fangoso

Pregunta 77. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos y las que no lo son?

Las especies que frecuentan fondos blandos fangosos se encuentran en la (Apéndice 4). Hubo más peces con PMP en el CG entre los que frecuentan los fondos blandos fangosos (13 de 26 o 50%), en comparación con los que no lo frecuentan (8 de 35 o 23%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 331.5$, $p = 0.029$; compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos y las que no lo hacen. Pero, no se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes en los fondos blandos fangosos (17 de 26 o 65%), y las que no lo son (28 de 51 o 55%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 593.5$, $p = 0.384$; compatible con H_0).

Pregunta 78. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos y las que no lo son?

Hubo más PMP en los peces que frecuentan los fondos blandos fangosos ($\bar{x} = 0.769 \pm 0.202$, $n = 26$) en comparación con los que no lo frecuentan ($\bar{x} = 0.429 \pm 0.160$, $n = 35$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 341.5$, $p = 0.050$; compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos y las que no lo hacen. Pero, no se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos ($\bar{x} = 1.077 \pm 0.207$, $n = 26$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.019 \pm 0.169$, $n = 51$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 614$, $p = 0.581$; compatible con H_0).

Pregunta 79. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, en las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos ($\bar{x} = 3.48 \pm 0.449\mu\text{m}$, $n = 20$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.135 \pm 0.333\mu\text{m}$, $n = 15$; Prueba de Mann - Whitney: $U = 146.5$, $p = 0.920$; compatible con H_0). Sin embargo, la longitud de los PMP en el TG de los peces que frecuentan los fondos blandos fangosos fue mayor ($\bar{x} = 7.663 \pm 0.509\mu\text{m}$, $n = 28$) a la encontrada en los que no lo frecuentan ($\bar{x} = 6.367 \pm 0.488\mu\text{m}$, $n = 52$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 513.5$, $p = 0.031$; Apéndice 9 y 14, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos blandos fangosos y las que no lo hacen.

Fondo duro rocoso

Pregunta 80. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo son?

Hipótesis específicas:

H_0 = No se puede analizar la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

H_1 = Se puede analizar y hay diferencia la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

H_2 = Se puede analizar y no hay diferencia la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

Las especies que frecuentan fondos duros rocosos se encuentran en la (Apéndice 4). No se pudo analizar la comparación entre las proporciones de peces con PMP en el CG, debido a que no se obtuvieron muestras del contenido en los peces que frecuentan este tipo de fondo; compatible con H_0 . Por otro lado, 21 (34%) de 61 peces que no frecuentan este perfil tuvieron PMP en el CG. Para las muestras de TG se obtuvieron tres peces que frecuentan fondos duros rocosos (*Epinephelus guttatus*, mero cabrilla colorada, *Haemulon plumierii*, cachicata y *Holocentrus Rufus*, gallo). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies que frecuentan los fondos duros rocosos; (3 de 3 o 100%) y las que no lo hacen, (42 de 74 o 57%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 63$, $p = 0.143$; Apéndice 14, compatible con H_2).

Pregunta 81. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo son?

Hipótesis específicas:

H_0 = No se puede analizar la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

H_1 = Se puede analizar y hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

H_2 = Se puede analizar y no hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

Similar a la pregunta anterior, no se pudo analizar la longitud de las PMP entre los promedios de PMP en el CG por peces ($n = 0$), a diferencia de los que no lo son ($\bar{x} = 0.574 \pm 0.127$, $n = 61$); compatible con H_0 . En cuanto a las muestras en el TG, no se

detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP, entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos ($\bar{x} = 1.333 \pm 0.333$, $n = 3$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.027 \pm 0.136$, $n = 74$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 78.00$, $p = 0.366$; Apéndice 14, compatible con H_2).

Pregunta 82. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo son?

Hipótesis específicas:

H_0 = No se puede analizar en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

H_1 = Se puede analizar y hay diferencia en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

H_2 = Se puede analizar y no hay diferencia en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos y las que no lo hacen.

Similar a la pregunta anterior, no se pudo analizar la comparación entre las medidas de longitud de las PMP en el CG, debido a que no se obtuvieron muestras de peces que frecuentan este tipo de perfil ($n = 0$) a diferencia de los que no lo son ($\bar{x} = 3.332 \pm 0.291\mu\text{m}$, $n = 35$); compatible con H_0 . Tampoco, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG en las especies que son frecuentes en los fondos duros rocosos ($\bar{x} = 4.035 \pm 0.536\mu\text{m}$, $n = 4$) y las que no lo son ($\bar{x} = 6.967 \pm 0.380\mu\text{m}$, $n = 76$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 67.50$, $p = 0.064$; Apéndice 14, compatible con H_2).

Zonas verticales

Zona de superficie y columna

Pregunta 83. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en las zonas de superficie y columnas y las que no lo son?

Las especies que frecuentan las zonas de superficie y columna se encuentran en la (Apéndice 5). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes en las zonas de superficie y columnas (3 de 9 o 33 %), y las que no lo son (18 de 52 o 35%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 231$, $p = 0.951$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes en las zonas de superficies y columnas (10 de 13 o 77%), y las que no lo son (35 de 64 o 55%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 323.5$, $p = 0.143$; compatible con H_0).

Pregunta 84. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en las zonas de superficie y columnas y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre las especies que frecuentan en las superficies y columnas ($\bar{x} = 0.778 \pm 0.465$, $n = 9$); y las que no lo hacen ($\bar{x} = 0.538 \pm 0.127$, $n = 52$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 227.00$, $p = 0.875$; compatible con H_0). Se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies que frecuentan en las superficies y columnas ($\bar{x} = 1.615 \pm 0.349$, $n = 13$) y las que no lo hacen ($\bar{x} = 0.923 \pm 0.138$, $n = 64$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 276.00$, $p = 0.045$; Apéndice 9 y 14, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en las zonas de superficie y columnas y las que no lo hacen.

Pregunta 85. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que son frecuentes en las zonas de superficies y columnas y las que no lo son?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, en las especies que frecuentan en las zonas de superficies y columnas ($\bar{x} = 3.002 \pm 0.599\mu\text{m}$, $n = 7$) y las que no lo son ($\bar{x} = 3.415 \pm 0.335\mu\text{m}$, $n = 28$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 80.50$, $p = 0.483$; compatible con H_0). Por otro lado, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG en las especies que frecuentan las superficies y columnas ($\bar{x} = 5.292 \pm 0.717\mu\text{m}$, $n = 21$) y las que no lo son ($\bar{x} = 7.364 \pm 0.411\mu\text{m}$, $n = 59$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 376.00$, $p = 0.0079$; Apéndice 9 y 14, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que son frecuentes en las zonas de superficies y columnas y las que no lo hacen.

Zona béntica

Pregunta 86. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies que son frecuentes en las zonas bénticas y las que no lo son?

Las especies que frecuentan las zonas bénticas se encuentran en la (Apéndice 5). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las especies frecuentes en las zonas bénticas (18 de 53 o 34%), y las que no lo son (3 de 8 o 38%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 204.5$, $p = 0.856$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las especies frecuentes en las zonas bénticas (35 de 65 o 54%), y las que no lo son (10 de 12 o 83%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 275$, $p = 0.060$; compatible con H_0).

Pregunta 87. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que más frecuentan o no en la zona béntica?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en el CG, entre las especies que son frecuentes en la zona béntica ($\bar{x} = 0.528 \pm 0.125$, $n = 53$) y las que no lo son ($\bar{x} = 0.875 \pm 0.515$, $n = 8$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 194.5$, $p = 0.666$; compatible con H_0). Se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG, de las especies que frecuentan en las zonas bénticas ($\bar{x} = 0.908 \pm 0.136$, $n = 65$) y las que no lo son ($\bar{x} = 1.75 \pm 0.351$, $n = 12$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 227.5$, $p = 0.016$; Apéndice 9 y 14, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la cantidad promedio de PMP en los CG y TG entre las especies que más frecuentan en la zona béntica y las que no lo hacen.

Pregunta 88. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies que más frecuentan o no en las zonas bénticas?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, en las especies que frecuentan en las zonas bénticas ($\bar{x} = 3.415 \pm 0.335\mu\text{m}$, $n = 28$) y las que no lo hacen ($\bar{x} = 3.003 \pm 0.599\mu\text{m}$, $n = 7$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 80.5$, $p = 0.483$; compatible con H_0). Sin embargo, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG en las especies que frecuentan en las zonas bénticas ($\bar{x} = 7.364 \pm 0.411\mu\text{m}$, $n = 59$) y las que no lo son ($\bar{x} = 5.292 \pm 0.717\mu\text{m}$, $n = 21$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 376.00$, $p = 0.0079$; Apéndice 9 y 14, compatible con H_1), o sea hay diferencia en la longitud de las PMP detectadas, entre las especies que frecuentan en las zonas bénticas y las que no lo hacen.

Variables taxonómicas

Especies de peces

Pregunta 89 ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies de peces?

Aunque hubo muestras relativamente pequeñas, lo cual puede afectar la representatividad de estas, cabe recalcar que en varias especies no se observaron PMP en el CG o en el TG. Por otro lado, entre las especies de mayor representatividad, el macabí (*Elops Saurus*, 100%, $n = 6$) y el róbalo (*Centropomus undecimalis*, 75%, $n = 20$) estuvieron entre las de mayor proporción de PMP en el CG y TG, respectivamente (Tabla 19). Sin embargo, no se detectó diferencia significativa en las proporciones entre las especies con PMP en el CG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 6.797$, $p = 0.187$, compatible con H_0). Si se detectó diferencia significativa en la proporción de especies con PMP en el TG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 17.15$, $p = 0.030$, Tabla 19 y 20, compatible con H_1). El capitán tuvo significativamente menos peces con PMP en el TG que la colirrubia y el róbalo, sí hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las especies de peces.

Pregunta 90. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies de peces?

Al comparar las especies, no se encontró diferencia significativa en las cantidades de PMP en CG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 6.967$, $p = 0.198$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa entre las especies para la cantidad de PMP encontradas en los TG (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 15.86$, $p = 0.126$; Tabla 21, compatible con H_0).

Pregunta 91. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las especies de peces?

Al comparar las longitudes de PMP en CG, entre las especies, no se encontró diferencia significativa (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 6.355$, $p = 0.174$; Tabla 22, compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en las longitudes de PMP encontradas en los TG, entre las especies (Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 15.16$, $p = 0.126$; Tabla 22, compatible con H_0).

Variables de pesquería

Desembarcos

Los datos de desembarco están en el Apéndice 15.

Pregunta 92. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre los desembarcos?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre los desembarcos: Villa Pesquera Dockey y los sectores El Seco y La Mora (17 de 38 o 45%), Puerto Real (1 de 8 o 13%), Pescadería Kadmiel (2 de 11 o 18%), y en SEAMAP (1 de 4 o 25%; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 3.289$, $p = 0.183$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre los desembarcos: Villa Pesquera Dockey y los sectores El Seco y La Mora (23 de 38 o 61%), en Puerto Real (5 de 8 o 63%), Pescadería Kadmiel (5 de 11 o 45%) y en SEAMAP (12 de 20 o 60%; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 0.65$, $p = 0.83$; compatible con H_0).

Pregunta 93. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre los desembarcos?

No se detectó diferencia significativa entre las cantidades de PMP encontradas en los CG en Villa Pesquera Dockey y los sectores El Seco y La Mora ($\bar{x} = 0.711 \pm 0.164$, $n = 38$), en Puerto Real ($\bar{x} = 0.125 \pm 0.125$, $n = 8$); Pescadería Kadmiel ($\bar{x} = 0.455 \pm 0.366$, $n = 11$) y SEAMAP ($\bar{x} = 0.5 \pm 0.5$, $n = 4$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 3.118$, $p = 0.221$; Tabla 23 y Figura 24, compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG en Villa Pesquera Dockey y los sectores El Seco y La Mora ($\bar{x} = 1.03 \pm 0.183$, $n = 38$), en Puerto Real ($\bar{x} = 1.25 \pm 0.49$, $n = 8$), en Pescadería Kadmiel ($\bar{x} = 0.91 \pm 0.34$, $n = 11$) y en SEAMAP ($\bar{x} = 1.05 \pm 0.27$, $n = 20$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 0.309$, $p = 0.951$; Tabla 23, Figura 24 y Apéndice 15, compatible con H_0).

Pregunta 94. ¿Hay diferencia en la longitud promedio de PMP encontrados en CG y TG entre los desembarcos?

No se detectó diferencia significativa entre las longitudes de PMP encontradas en los CG en Villa Pesquera Dockey y los sectores El Seco y La Mora ($\bar{x} = 3.427 \pm 0.347\mu\text{m}$, $n = 27$), en Puerto Real ($\bar{x} = 3.07$, $n = 1$), en Pescadería Kadmiel ($\bar{x} = 3.38 \pm 0.788$, $n = 5$) y en SEAMAP ($\bar{x} = 2.06 \pm 0.29\mu\text{m}$, $n = 2$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 1.703$, $p = 0.636$; Figura 25, compatible con H_0). Sin embargo, la longitud promedio de PMP en los TG encontrados en SEAMAP ($\bar{x} = 5.141 \pm 0.675\mu\text{m}$, $n = 21$) fue significativamente menor que los promedios en Pescadería Kadmiel ($\bar{x} = 6.565 \pm 1.187$, $n = 10$), Pescadería Puerto Real ($\bar{x} = 8.227 \pm 1.072\mu\text{m}$, $n = 10$) y la Villa Pesquera Dockey y los sectores El Seco y La Mora ($\bar{x} = 7.429 \pm 0.482\mu\text{m}$, $n = 39$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 10.3$, $p = 0.016$, Tabla 24; Figura 25, Apéndice 9 y 15, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud promedio de PMP en los CG y TG entre los desembarcos.

Artes de pesca y tamaño de anzuelo

En la Villa Pesquera Puerto Real, los pescadores utilizaron caña de pescar de fondo y mica de fondo con el tipo de anzuelo #9 para pescar los manchegos (*Lutjanus synagris*), (Figura 12 y Apéndice 7 y 15). En la Pescadería Dockey, pescaron con anzuelo 10. Usaron mica de fondo para la pesca del macabí y sama (*Lutjanus analis*). Los manchegos también fueron pescados con mica y con caña de pescar de fondo. Sin embargo, los róbalos fueron pescados solamente con caña de pescar de fondo. Los pescadores de Kadmiel utilizaron el arpón para capturar los capitanes (*Lachnolaimus maximus*) y los cordeles con el anzuelo tamaño #9 para pescar las colirrubias (*Ocyurus chrysurus*). Los peces provistos por SEAMAP fueron capturados con mica de fondo y palangre, ambos con anzuelos tipo C y J (tamaño #9/0 y #9, Figura 12).

Pregunta 95. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las distintas artes de pescas?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre las distintas artes de pescas: caña de pescar (9 de 22 o 41%), cordeles (11 de 31 o 35%), palangre (1 de 4 o 25%) y arpón (0 de 4 o 0%; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 1.787$, $p = 0.451$, compatible con H_0). Se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre las distintas artes de pescas: caña de pescar (15 de 22 o 68%), cordeles (22 de 41 o 54%), palangre (8 de 10 o 80%) y arpón (0 de 4 o 0%; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 6.32$, $p = 0.034$; Tabla 25 y Apéndice 15, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre las distintas artes de pescas.

Pregunta 96. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre las distintas artes de pesca?

No se detectó diferencia significativa entre las cantidades de PMP encontradas en los CG, en la caña de pescar ($\bar{x} = 0.636 \pm 0.214$, $n = 22$), en los cordeles ($\bar{x} = 0.613 \pm 0.189$, $n = 31$), en el palangre ($\bar{x} = 0.5 \pm 0.5$, $n = 4$), y el arpón ($\bar{x} = 0.00 \pm 0.00$, $n = 4$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 1.659$, $p = 0.505$; compatible con H_0). Tampoco se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG en la caña de pescar ($\bar{x} = 1.091 \pm 0.217$, $n = 22$), en los cordeles ($\bar{x} = 1.00 \pm 0.188$, $n = 41$), en el palangre ($\bar{x} = 1.5 \pm 0.401$, $n = 10$) y el arpón ($\bar{x} = 0.00 \pm 0.00$, $n = 4$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 6.097$, $p = 0.079$; Tabla 26 y Figura 26, compatible con H_0).

Pregunta 97. ¿Hay diferencia en la longitud de PMP encontrados en CG y TG entre las distintas artes de pesca?

Como no hubo PMP en la pesca con arpón, no se obtuvo medidas de PMP para esa arte. No se detectó diferencia significativa entre las longitudes de PMP encontradas en los CG, en la caña de pescar ($\bar{x} = 3.886 \pm 0.525\mu\text{m}$, $n = 14$), en los cordeles ($\bar{x} = 3.058 \pm 0.348\mu\text{m}$, $n = 19$), en el palangre ($\bar{x} = 2.06 \pm 0.29\mu\text{m}$, $n = 2$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 2.952$, $p = 0.228$; compatible con H_0). Pero, si se detectó diferencia significativa entre las longitudes de las PMP encontradas en los TG en la caña de pescar ($\bar{x} = 7.798 \pm 0.585\mu\text{m}$, $n = 24$), en los cordeles ($\bar{x} = 7.136 \pm 0.544\mu\text{m}$, $n = 41$), en el palangre ($\bar{x} = 4.393 \pm 0.575\mu\text{m}$, $n = 15$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 12.08$, $p = 0.00238$; Tabla 27, Figura 27 y Apéndice 15, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud de PMP en los CG y TG entre las distintas artes de pesca. Las PMP colectadas en la pesca con palangre fueron significativamente de menor longitud.

Tipos de anzuelos según sus formas

Las muestras fueron pescadas con anzuelos de acero inoxidable forjados tipo C (por SEAMAP, marca Youvella) y tipo J (por SEAMAP y pescadores comerciales, marca Mustad; Figura 12).

Pregunta 98. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG o el TG entre los dos tipos de anzuelo?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre el anzuelo tipo C (1 de 4 o 25%), y el tipo J (20 de 57 o 35%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 102.5$, $p = 0.70$; compatible con H_0). No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre el anzuelo tipo C (9 de 14 o 64%), y el tipo J (36 de 63 o 57%; Prueba U de Mann -Whitney: $U = 409.5$, $p = 0.63$; compatible con H_0).

Pregunta 99. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre los dos tipos de anzuelo?

No detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en el CG, entre el tipo de anzuelo C ($\bar{x} = 0.5 \pm 0.5$, $n = 4$) y tipo de anzuelo J ($\bar{x} = 0.579 \pm 0.132$, $n = 57$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 107$, $p = 0.822$; compatible con H_0). No se detectó diferencia significativa entre la cantidad de las PMP encontradas en los TG entre el tipo de anzuelo C ($\bar{x} = 1.143 \pm 0.329$, $n = 14$) y tipo de anzuelo J ($\bar{x} = 1.016 \pm 0.144$, $n = 63$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 414$, $p = 0.712$; compatible con H_0).

Pregunta 100. ¿Hay diferencia en la longitud de PMP encontrados en CG y TG entre las muestras pescadas con diferentes tipos de anzuelos?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre el tipo de anzuelo C ($\bar{x} = 2.06 \pm 0.29\mu\text{m}$, $n = 2$) y tipo de anzuelo J ($\bar{x} = 3.41 \pm 0.303\mu\text{m}$, $n = 33$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 15$, $p = 0.213$; compatible con H_0). Pero, se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre el tipo de anzuelo C ($\bar{x} = 4.63 \pm 0.588\mu\text{m}$, $n = 16$) y tipo de anzuelo J ($\bar{x} = 7.37 \pm 0.411\mu\text{m}$, $n = 64$; Prueba de Mann -Whitney: $U = 258$, $p = 0.0023$; Figura 28 y Apéndice 15, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud de PMP en los CG y TG entre las muestras pescadas con diferentes tipos de anzuelos.

Tamaños de anzuelos

Las muestras fueron pescadas con anzuelos tamaño 9/0 (por SEAMAP), 9 (por SEAMAP y pescadores comerciales) y 10 (por pescadores comerciales).

Pregunta 101. ¿Hay diferencia en la proporción de peces con PMP en el CG y en el TG entre los tamaños de los anzuelos?

No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre los capturados con anzuelo tamaño 9/0 (1 de 4 o 25%), tamaño 9 (2 de 15 o 13%) y tamaño 10 (18 de 42 o 43%; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 2.956$, $p = 0.1128$, compatible con H_0). Tampoco, se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el TG entre los capturados con anzuelo tamaño 9/0 (9 de 14 o 64%), tamaño 9 (11 de 21 o 52%) y el tamaño 10 (25 de 42 o 60%; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 0.385$, $p = 0.768$, compatible con H_0).

Pregunta 102. ¿Hay diferencia en la cantidad promedio de PMP encontrados en CG y TG entre los tamaños de los anzuelos?

No se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en CG, entre los capturados con anzuelo tamaño 9/0 ($\bar{x} = 0.5 \pm 0.5$, $n = 4$), tamaño 9 ($\bar{x} = 0.133 \pm 0.091$, $n = 15$) y el tamaño 10 ($\bar{x} = 0.738 \pm 0.171$, $n = 42$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 3.29$, $p = 0.098$, compatible con H_0). No detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de las PMP encontradas en TG, entre los capturados con anzuelo tamaño 9/0 ($\bar{x} = 1.143 \pm 0.329$, $n = 14$), tamaño 9 ($\bar{x} = 0.952 \pm 0.253$, $n = 21$) y el tamaño 10 ($\bar{x} = 1.05 \pm 0.177$, $n = 42$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 0.26$, $p = 0.87$, compatible con H_0).

Pregunta 103. ¿Hay diferencia en la longitud de PMP encontrados en CG y TG entre los tamaños de los anzuelos?

No se detectó diferencia significativa en la longitud de las PMP encontradas en CG, entre los capturados con tamaño de anzuelo 9/0 ($\bar{x} = 2.06 \pm 0.29\mu\text{m}$, $n = 2$), tamaño 9 ($\bar{x} = 4.34 \pm 1.27\mu\text{m}$, $n = 2$) y el tamaño 10 ($\bar{x} = 3.35 \pm 0.315\mu\text{m}$, $n = 31$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 2.55$, $p = 0.28$; compatible con H_0). Se detectó diferencia en la longitud de las PMP encontradas en los TG entre los capturados con tamaño de anzuelo 9/0 ($\bar{x} = 4.63 \pm 0.587\mu\text{m}$, $n = 16$), tamaño 9 ($\bar{x} = 7.17 \pm 0.869\mu\text{m}$, $n = 20$) y el tamaño 10 ($\bar{x} = 7.46 \pm 0.456\mu\text{m}$, $n = 44$; Prueba de Kruskal – Wallis: $H = 9.64$, $p = 0.0080$, Tabla 28 y Figura 29, compatible con H_1), o sea, si hay diferencia en la longitud de PMP en los CG y TG entre los tamaños de los anzuelos La longitud de las PMP fue significativamente mayor en la pesca con anzuelo tamaño 10 en comparación con la pesca con anzuelo tamaño 9/0.

DISCUSIÓN

Detección de microplásticos

Según, Lusher *et al.* (2017) se pueden categorizar los tamaños por el largo mayor de los fragmentos de la siguiente forma: mesoplásticos si son de 5 mm a 25 mm, macroplásticos si son de 26 mm a un metro y megaplásticos si son mayores de un metro. Con el método validado por Sánchez (2018) y adaptado para esta investigación se pudo detectar la presencia de PMP tanto en el CG como en el TG de varias especies de importancia comercial y recreativa. En los peces evaluados sólo se encontraron PMP, pero no se encontraron plásticos con dimensiones de más de 5 mm. Tampoco se encontró arena, ni gravilla en los SG. Para que una PMP sea activamente seleccionada para ser ingerida se requiere primero que el pez tiene que ser suficientemente pequeño como para que su agudeza visual le permita detectar las PMP casi nanométrica. Es decir, usualmente existe una correlación positiva entre el tamaño del depredador y el de presa (Duarte *et al.*, 2007 y Werner *et al.*, 2018). Sin embargo, los peces aquí muestreados fueron relativamente grandes en comparación con las PMP encontradas, la mayoría atrapados con un anzuelo número nueve o diez, lo cual hace poco probable que estas fueran seleccionadas por los peces para ingerirlas. Por lo tanto, se puede concluir con bastante certeza que todas las PMP reportadas aquí fueron consumidas ya sea de forma pasiva o mediante el consumo de presas que ya habían ingerido PMP. Existe evidencia que sugiere que las nanopartículas causan más daño en el sistema digestivo que las micropartículas (Shi *et al.*, 2020, Tang *et al.*, 2020). Debido a la naturaleza multifuncional del sistema intestinal, la presencia de PMP puede promover trastornos inmunitarios, inflamatorios y metabólicos (Hirt y Body-Malapel, 2020).

Navegando en el internet y habiendo buscado en los sistemas bibliotecarios de la Universidad Interamericana de PR, Recinto de San Germán y la de la Universidad de PR, Recinto de Mayagüez, no se encontraron estudios sobre PMP en peces en Puerto Rico, por lo que es posible que esta sea la primera investigación científica sobre este tema de forma local. La trascendencia de esto aumenta porque aquí se reporta la detección de PMP en peces que son de importancia comercial y recreativa, en aguas marinas del Caribe. La única investigación similar a esta en el Caribe fue hecha en la Bahía de Cienfuegos en Cuba donde se evaluaron 88 peces representando nueve especies (Reyes, 2019).

Detección de PMP en el contenido gastrointestinal (CG)

Aquí se detectaron 35 PMP, éstos en 21 (34 %) de los 61 CG muestreados. Los peces tuvieron un promedio de 0.57 PMP por CG en el total de la muestra. Es decir 1.7 PMP por CG contaminado. Similarmente, en 17 (20 %) de los 263 peces muestreados de pescados comerciales de Portugal se determinó la razón de 4.3 PMP por CG contaminado; (Neves *et al.*, 2015). En un análisis no cuantitativo, sino de presencia/ausencia, y tipos de PMP en un estuario del golfo de México y sus afluentes, se reportó la presencia de PMP en el CG de 12 (10 %) de 116 peces marinos (Phillips y Bonner, 2015). Las PMP en el contenido digestivo de pescados destinados al consumo humano de Indonesia y California (EU) fueron evaluados por Rochman *et al.* (2015). En las muestras de Indonesia se encontraron 105 PMP, estas en 21 (28 %) de los 76 ejemplares (1.4 PMP por CG muestreado y 5.0 por CG contaminado). En las muestras de California se observaron 30 PMP, estas en 16 (25 %) de 64 ejemplares (0.5 PMP por CG muestreado y 1.9 por CG contaminado). Rummel *et al.* (2016) detectaron 74 PMP, estas en 160 (5.5 %) de los 290 peces muestreados del mar del Norte y del mar Báltico (4.6 PMP por CG contaminado). El porcentaje de peces con PMP en el CG reportado en esta tesis parece ser mayor que el reportado por las cinco investigaciones publicadas aquí evaluadas. De los cinco estimados

de PMP por pez contaminado, la cantidad que se obtuvo en esta tesis fue el segundo más bajo y parecido al de California. Esto parece indicar que la distribución de la contaminación encontrada aquí es más amplia, aunque en menor cantidad por pez, que en las investigaciones comparadas, probablemente por las especies escogidas.

Detección de PMP en el tejido gastrointestinal (TG)

En esta tesis se detectaron 80 PMP, estas en 45 (58%) de los 77 TG muestreados. Tuvieron un promedio de 1.04 PMP por TG en el total de la muestra. Es decir, 1.8 PMP por TG contaminado. En el Canal de la Mancha, sur de Reino Unido, se detectaron 351 PMP, estas en 184 (37 %) de los 504 TG de peces muestreados (1.9 PMP por TG contaminado; Lusher *et al.*, 2013). Mendoza y Mendoza (2020), evaluando PMP entre 100 y 2,000 μm , reportaron 760 PMP, estas en 91 (76 %) de los 120 peces muestreados en Ecuador (Océano Pacífico), encontrando 8.4 PMP por TG contaminado. Sánchez (2018), reportó 882 PMP, estas en el TG de 155 (83 %) de un total de 187 peces muestreados en el Golfo de Méjico (promedio 5.7 PMP por TG contaminado). Gündoğdu *et al.* (2020) reportaron 283 PMP, estas en 118 (49%) de los 243 TG muestreados en la costa de Turquía (Mar Mediterráneo), observando 2.4 PMP por TG contaminado. Mazariegos *et al.* (2021), descartando por filtración lo que fuera menor de 8 μm , consiguieron 644 PMP, en 295 (47%) de los 624 TG muestreados en Guatemala (Canal de Chiquimulilla; 2.2 PMP por TG contaminado). El porcentaje de peces con bioacumulación de PMP en el TG reportado en esta tesis está entre los cinco valores comparados. Aun así, una bioacumulación de PMP de más del 50% de los peces muestreados, es una cifra considerable. Similar a lo encontrado en el CG, el resultado de partículas por pez contaminado para esta tesis es menor a las comparables. Esto sugiere que más de la mitad de los peces presentan bioacumulación a nivel del TG con menos contaminación por pez, que en los reportes comparables.

Comparación de PMP en el CG y TG

Aquí se reportan más peces con PMP, y más PMP, en el TG que en el CG. Las PMP de colores, excepto las negras, se encontraron en mayor frecuencia en el TG que en el CG lo cual es compatible con el efecto de bioacumulación. La PMP de color negro fueron las de mayor frecuencia, y en frecuencia similar entre TG y CG, lo cual es compatible con que este sea el color más tragado por los organismos evaluados y/o sus presas, y más abundante en el ambiente. Esto refuerza la importancia de evaluar los tejidos como récord de bioacumulación de PMP. El que las PMP estuvieran pasando por el tracto digestivo (evidencia encontrada en el CG) en peces colectados con diferentes artes, a diferentes tiempos y en diferentes lugares implica que la ingesta de estas es frecuente y que a los peces les toma tiempo procesar y excretar estas PMP (Sánchez-Hernández, 2018). Por lo tanto, la ingestión de PMP puede llevar a la introducción de toxinas a la base de la cadena alimentaria, desde donde hay potencial de bioacumulación (Cole *et al.*, 2011; Rochman *et al.*, 2013). Las PMP pueden ser transferidas de moluscos a cangrejos a través de la cadena alimenticia con incremento de la concentración para cada nivel trófico incluyendo el hombre (Li *et al.*, 2017). Es decir que, si un organismo consume a otro que contiene plástico, este se incorporará al primero, y cuanto más coma, más plástico contendrá su cuerpo. Lusher *et al.* (2017) indican que los organismos depredadores pueden acumular PMP indirectamente durante la ingestión de presas contaminadas con PMP, lo que puede conducir a la bioacumulación en los niveles tróficos superiores. También, señalan que existe una creciente preocupación por la posible transferencia trófica de PMP en las cadenas alimentarias acuáticas, bénticas y pelágicas.

Longitud de las PMP en el CG

Las particuladas aquí halladas midieron en promedio 3.3 μm en un rango de 1.1 a 6.8 μm . Similarmente en Portugal se reportaron un promedio de 2.1 μm (0.2 a 4.8 μm ;

Neves *et al.*, 2015). Phillips y Bonner (2015) en México y sus afluentes reportaron un promedio de 1.0 μm (0.3 a 4.8 μm). Aunque en Indonesia, al igual que en muchas otras investigaciones publicadas, no usaron el protocolo para contabilizar aparte las PMP menores de 500 μm , el promedio de éstas en el CG de los peces para el consumo humano fue de 3,685 μm (500 a 36,560 μm) y en California fue de 6,124 μm (375 a 28,800 μm ; Rochman *et al.*, 2015). Rummel *et al.* (2016), tampoco usaron el protocolo para investigar PMP menores de 500 μm , pero sí encontraban algunas, las incluyeron en el análisis. Ellos reportaron un rango de 180 a 500,000 μm en el Mar Báltico y Mar del Norte. El promedio de longitud reportado en esta tesis cae dentro de los rangos informados para Portugal y México. Aunque son resultados de diferentes metodologías, en esta tesis se buscaron, pero no se encontraron, remanentes plásticos en las longitudes reportadas en Indonesia, California y los mares Báltico y del Norte; una diferencia de al menos dos niveles de magnitud.

Longitud de las PMP en el TG

La longitud más corta encontrada en las PMP del TG fue de 1.0 μm y las más largas de 15.5 μm ; 6.8 μm en promedio. Mazariegos *et al.* (2021) descartaron por filtración lo que fuera menor de 8 μm , y reportó 10.0 μm como longitud mínima de PMP y 100.0 μm como la máxima; no reportó promedio. En México, Sánchez (2018), observó las medidas de las PMP en los TG, con un mínimo de 40.0 μm y un máximo de 4,380.0 μm ; con un promedio total de 678.0 μm . En Turquía, Gündoğdu *et al.* (2020) demostraron medidas de las PMP en los TG, con un mínimo de 3,000.0 μm , y un máximo de 49,000.0 μm , con un promedio total de 16,000.0 μm . Muy poco esfuerzo se ha publicado sobre medidas de longitud de PMP en el TG. De los trabajos comparables, las longitudes de PMP reportadas por Mazariegos *et al.* (2021) son las más cercanas a las de esta tesis y aun así la diferencia es de una magnitud por encima. El promedio reportado por Sánchez

(2018) es dos magnitudes por encima de lo encontrado en esta investigación, de hecho, el promedio aquí reportado ni siquiera cae en el rango reportado por ella. El promedio reportado por de Gündoğdu *et al.* (2020) es aún mucho más largo. En cuanto a los valores mínimos de longitud, similarmente el de esta tesis está una magnitud por debajo y por debajo del rango reportado por Sánchez (2018). La diferencia es aún mayor contra las demás comparables. Es decir, en la muestra aquí examinada no se encontraron PMP tan largos como los que se reportan en los demás lugares evaluados.

Comparación de longitud de PMP en el CG y TG

No se encontraron otros estudios que compararan las longitudes de PMP obtenidas en el CG con las del TG. En esta investigación las longitudes de las PMP fueron encontradas en poco más del doble del tamaño en el TG que en el CG. Similarmente al comparar las medidas de las PMP encontrados en el CG, esta estaba por debajo del rango de longitudes de las PMP en el TG de las muestras de peces reportadas en Guatemala (Mazariegos *et al.*, 2021; recordando que ellos descartaron por filtración lo que fuera menor de 8 μm) y mucho menor que el promedio reportado en México (Sánchez, 2018). Aunque, la longitud promedio aquí encontrada en el CG, fue mayor que el promedio reportado por Gündoğdu *et al.* (2020), estaba dentro del rango observado en TG de las muestras de la costa de Turquía. Da la impresión de que los tamaños aquí reportados en el CG no solo fueron más pequeños que el encontrado en el TG, sino de menor o igual longitud al ser comparados con los del TG en Guatemala, México y Turquía. Es posible que la longitud de las PMP tenga un efecto en la probabilidad de encontrarlos en el TG.

Forma de las PMP detectadas en el CG

En esta investigación todas las PMP ($n = 35$) en el CG fueron detectadas en forma de microhilos (microfilamentos y microfibras); es decir, no se detectó la forma de

microfragmentos. En el estudio de Neves *et al.* (2015) en Portugal clasificaron las formas de las PMP del CG, mediante análisis de espectroscopía infrarroja por transformación de Fourier, reportando 73 PMP, siendo 48 (65.8%) fibras y 25 (34.2%) fragmentos. En el Golfo de México, Phillips y Bonner (2015), detectaron PMP en forma de filamentos (3.8 %), fragmentos (2.6%) y película (2.6 %) en los CG. Rochman *et al.* (2015) registraron en Indonesia un total de 105 PMP, incluyendo 63 fragmentos (60 %), 39 piezas de espuma plástica (37 %), dos películas (2 %) y una línea de monofilamento de plástico (1%). Ellos en California, detectaron 30 PMP que incluyen un fragmento (3.33 %), 24 fibras (80 %), una pieza de espuma (3.33 %), tres películas (10 %) y una línea de monofilamento (3.33%). Rummel *et al.* (2016) encontraron 17 PMP en el CG de pescados provenientes del Mar del Norte y Mar Báltico. Las PMP detectadas fueron cuatro fibras y 13 fragmentos. La comparación de los resultados con los datos publicados resalta la ausencia de fragmentos encontrados en esta tesis. En todas las demás comparables se reportaron más microhilos que fragmentos, excepto Rummel *et al.* (2016). Según la literatura aquí citada, los microhilos son la forma más abundante de PMP ingeridos por peces.

Forma de las PMP detectados en el TG

Las formas más abundantes detectadas en el TG fueron los microhilos con 74 PMP (92.5%) seguido de los microfragmentos con seis PMP (7.5%). En el estudio de Mendoza y Mendoza (2020), descartando las PMP con menos de 100.0 μm de longitud, encontraron mayormente fibras (48%) seguido por fragmentos (30%) y película (22%) en Ecuador. Gündoğdu *et al.* (2020), encontró en Turquía fibras (50.6 %) y fragmentos (49.4 %). En México, Sánchez, (2018) reportó sólo fibras. Mazariegos *et al.* (2021) en Guatemala hallaron mayormente fibras (82%), seguido de fragmentos (12%) y láminas (6%). Excepto por la investigación en Ecuador, las demás reportaron mayores cantidades de microhilos que de otras formas en el TG. Incluso en Ecuador la forma de fibras fue

más común que las otras dos si se toman separadas. Parece ser que los microhilos son la forma más bioacumulada en los peces.

Comparación de las formas de las PMP en el CG y el TG

No se encontraron investigaciones que compararan las PMP entre el CG y TG aun con una búsqueda exhaustiva. En el TG se encontraron dos formas de PMP (microhilos y microfragmentos) a diferencia del CG donde solo se encontraron microhilos. Correspondiendo a las diferencias en cantidades entre el CG y el TG, es de esperar que, si el TG contiene evidencia de bioacumulación a través del tiempo, a más tiempo, mayor probabilidad de acumular las formas menos comunes, es decir los microfragmentos.

Lo encontrado es similar a lo comúnmente reportado en la literatura (Rochman *et al.*, 2015). En la literatura disponible, solo se reportan más fragmentos que microhilos en el CG de las muestras en Indonesia y en el TG de las muestras en Turquía (Rochman *et al.*, 2015; Gündoğdu *et al.*, 2020). Es de conocimiento que el proceso de degradación de los polímeros se acelera con altas temperaturas, la acción de las corrientes y la salinidad favorecen la de los plásticos que la población arroja directa o indirectamente en los océanos y es el mismo que resulta en microhilos o microfragmentos (Browne *et al.*, 2010). Por lo tanto, la forma encontrada, es posiblemente útil para identificar la fuente original de los polímeros. Se sabe que una conocida fuente de microhilos es el agua desechada luego del lavado de textiles, como los ocupados en el hotelería (toallas sanitarias, toallas de baño, sábanas, pañales, etc.), ya que se calcula que en cada lavado de ropa se desprenden 1900 fibras (Browne *et al.*, 2010). Prácticamente cada hogar en Puerto Rico tiene una lavadora de ropa que descarga al sistema de alcantarillado o a la superficie de suelo al aire libre. El sistema de alcantarillado de aguas pluviales en PR descarga mayormente en los ríos o van a plantas de tratamiento junto con las aguas residuales sanitarias. Estas plantas tratan principalmente bacterias y no tienen filtros para eliminar

PMP. Las PMP en los continentes ingresan al océano principalmente por medio de la escorrentía o se descargan directamente en aguas costeras (Cózar *et al.*, 2014). Por lo tanto, no se puede descartar que al igual que en los continentes, una de las fuentes principales de PMP en PR sea el residuo de la limpieza de textiles.

Colores de las PMP detectadas en el CG

Se detectaron cinco categorías de color en las siguientes cantidades: 26 (76%) negros, cinco (15%) rojos, uno (3%) gris, uno (3%) azul y uno (3%) verde. En dos lagunas costeras mediterráneas en España, Rodríguez-Sierra *et al.* (2020), detectaron PMP en el CG de las gambusias (*Gambusia holbrooki*), donde las fibras azules fueron las más frecuentes (más del 60%), mientras que los fragmentos más frecuentes fueron color marrón (36%). Al nordeste de Brasil, Ramos *et al.* (2012), observaron sólo PMP en fragmentos de nylon de color azul (100%) provenientes de cuerdas utilizadas en la pesca en el estuario de Goiana. En el Mar del Norte y Mar Báltico, Rummel *et al.* (2016), encontraron que las PMP más predominantes fueron en las siguientes cantidades: seis (26%) transparentes, cinco (22%) azules, cuatro (17%) blancas y cuatro (17%) negras. También detectó PMP individuales restantes (4%) cada una de color amarillo, verde, rojo y marrón. Esas investigaciones difieren de esta, ya que en ninguna de ellas el color negro fue marcadamente predominante sobre los demás colores de PMP. Es muy difícil explicar como una proporción tan alta de PMP de color negro en el CG de diferentes especies de peces pudiera estar relacionado a una selección de las presas que fueron consumidas por los peces muestreados. Prácticamente todas las presas (moluscos, cangrejos, camarones, gusanos, entre otros.) tendrían la misma selección. Una posible explicación es que probablemente ese sea el color de PMP más abundante en el ambiente muestreado. De hecho, el que prevaleciera el color negro en las PMP encontradas en distintas especies de distintas zonas de muestreo pudiera también implicar que este tipo de color contaminante

es ubicuo en la zona pescada. Un estudio futuro pudiera muestrear los fondos y columnas de agua de los ambientes utilizados por estos peces para concluir con mayor certeza esta aseveración.

Colores de las PMP detectadas en el TG

Se detectaron ocho categorías de color en las siguientes cantidades: 33 (41%) negros, 14 (18%) azules, 13 (16%) rojos, seis (8%) grises, cinco (6%) transparentes, cinco (6%) blancos y cuatro (5%) marrones. Mendoza y Mendoza (2020), encontraron que los colores de las PMP que más se destacaron en total fueron el azul con un 40% y el negro en un 30% en Ecuador. Mazariegos *et al.* (2021), hallaron en las PMP diversos colores como el azul (58%), rojo (18%), transparente (9%), negro (8%), blanco (3%), verde (3%) y amarillo (1%) en Guatemala. Sánchez, (2018) revela que las PMP fueron en su mayoría de color negro, seguido de azul y rojo. Sánchez (2020), observó que las PMP más comunes fueron azules (46%) y negras (presente sólo en las fibras; 33 %). En cuanto a la coloración de los fragmentos sólo observó el azul y el naranja en las islas Canarias. Como era de esperar, en esta tesis, el color de PMP que predominó fue el negro, correspondiente a lo encontrado en el CG. A diferencia de los demás estudios comparativos, sólo Sánchez (2018), tuvo resultados similares. Esto parece indicar que las PMP negras no son resultado de una contaminación efímera, sino más bien un contaminante perdurable en la zona pescada.

Comparación de los colores de las PMP en el CG con en el TG

Según advertido anteriormente, el negro predominó como color de las PMP tanto en el CG como en el TG. Similarmente al efecto de bioacumulación en las formas y cantidades de PMP, es de esperar que, a más tiempo mayor probabilidad de acumular los colores menos comunes (i.e. transparentes, grises, blancos, marrones). Sánchez (2018),

recalca que el color podría ayudar a descifrar el producto del cual provienen las PMP como, por ejemplo, las fibras negras pueden ser de los trajes de baño de los turistas y las bolsas de basura. Por otro lado, la literatura afirma que las partículas de color azul pueden provenir de las redes de pesca (Lusher *et al.*, 2013); en ese caso se ha inferido que las PMP de color azul pudieran pertenecer a redes abandonadas. Interesantemente, fue este color el único que se encontró más frecuentemente en el TG que en el CG. Una posibilidad es que la química de algunos plásticos azules promueva más su bioacumulación. A ciencia cierta, en la literatura no encontré evidencia que sustente ni refute esta posibilidad.

Variables biométricas y la relación de sexo y etapas gonadales con la cantidad y longitud de PMP

No se encontró diferencia en la presencia de PMP entre sexos de los peces muestreados. Sólo se encontró una investigación publicada que examinó esta relación. Esta fue la de Horton *et al.* (2018), quienes investigaron la presencia de PMP en el rutilo (*Rutilus rutilus*). Este es un pez pequeño, que raramente llega a 45 cm de longitud, de agua dulce y salobre, nativo de Europa y Asia occidental. Ellos encontraron mayor cantidad de PMP en las hembras que en los machos, pero esta relación era porque las hembras fueron de mayor tamaño que los machos. Es decir, las hembras tienen mayor capacidad de almacenaje en su tracto digestivo.

Variables morfométricas

La cantidad o longitud de las PMP detectadas no se correlacionó con la morfometría de los peces y de los SG contaminados, excepto por las cantidades en el CG, que presentaron una correlación débil significativa con el peso de los SG. La mayoría de

las investigaciones comparables no encontraron relación entre indicadores morfométricos y la cantidad o longitud de las PMP en CG o TG (Sánchez, 2018). Esto cobra más sentido mientras más grande son los peces, pues ellos no detectan visualmente las PMP y por lo tanto no las seleccionan como posible alimento, sino que las ingieren pasivamente con el agua ambiental, o indirectamente por biomagnificación; es decir la depredación de presas contaminadas con PMP. Lo contrario parece tener más sentido con peces más pequeños, que sí pudieran detectar, interesarse y seleccionar o evitar las PMP según sus experiencias (Rodríguez-Sierra *et al.*, 2020). De hecho, se nos ocurre que es posible que, en las edades tempranas, por falta de experiencia, los peces pudieran ser más propensos a confundir las PMP con alimento potencial. Otros investigadores si encontraron que una proporción menor de las especies evaluadas parecían tener una relación débil con la cantidad de las PMP en los SG, estas eran mayormente omnívoras (Iannacone *et al.*, 2021 y Mazariegos *et al.*, 2021). Muy pocos consiguieron una relación agrupando especies (Souza *et al.*, 2018 y Gündoğdu *et al.*, 2020). Entonces, como las especies evaluadas en esta tesis son de tamaño grande en relación con las PMP y mayormente carnívoros, según discutido, tiene sentido que no se obtuviera una relación fuerte entre las morfometrías indicadoras del tamaño de los peces y la cantidad o longitud de las PMP. O sea, probablemente la cantidad y longitud de las PMP en peces de gran tamaño responde a la distribución de estos contaminantes en las zonas de alimentación. Tan es así, que en este trabajo la longitud de las PMP detectadas en el CG correlacionaron significativamente con las del TG.

Variables climáticas

Talbot y Chang (2022), indican que la densidad de población a menudo está relacionada con la contaminación por PMP en cuerpos de agua dulce, con numerosos estudios que encuentran correlaciones positivas entre los dos. También, recalcan que las tasas de precipitación más altas se han correlacionado con una mayor contaminación por

PMP en la escorrentía de aguas pluviales, posiblemente debido a factores como el vertido de plásticos desechados en las tuberías durante las tormentas (Sang *et al.*, 2021), así como los desbordamientos de alcantarillado combinado (Lusher *et al.*, 2017 y Piñon-Colin *et al.*, 2020). Además, se ha reportado que los altos contenidos de fibras en los sedimentos están correlacionados con la escorrentía de aguas pluviales, así como con la alta descarga de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas (Alves y Figueiredo, 2019). Esto da como resultado que los desechos relacionados con las aguas residuales ingresen a las vías fluviales y lleguen al océano, como lo demuestra la gran cantidad de artículos domésticos y relacionados con las aguas residuales comúnmente informados en las encuestas de basura marina (Lusher *et al.*, 2017). A pesar de esto, no se detectó relación entre la proporción de peces con PMP y el promedio de la cantidad de PMP encontradas en el CG o el TG y las estaciones climáticas o las zonas de precipitación fluvial del Este y Oeste Interior. Por lo tanto, es poco probable que la contaminación por PMP encontrada en los peces muestreados provenga principalmente de los ríos y escorrentías generadas tierra adentro en Puerto Rico, o sea no es de origen endógeno. Es decir, es altamente probable que la contaminación sea mayormente exógena a Puerto Rico, y llegue a estos peces a través de corrientes marinas.

Sin embargo, se determinó que las PMP encontradas en TG durante otoño, la estación de más precipitación fluvial, fueron de menor longitud que las encontradas en verano e invierno. Tendría sentido que las PMP con menos longitud fueran menos densas y más fácil de levantar y mezclar en la columna de agua, por las corrientes causadas por la precipitación fluvial (cambios en temperaturas, escorrentía, ríos, etc.) durante la estación más lluviosa del año, haciéndolas más disponibles para el consumo en la columna de agua y de ahí que las PMP bioacumuladas fueran más cortas y de fácil adsorción (Harris, 2020). En el estuario Tecolutla de Veracruz en México, Sánchez (2018), analizó las aguas y

sedimentos en diferentes estaciones de muestreo durante las épocas seca, la de vientos del norte y la lluviosa y tampoco encontró diferencias significativas en las cantidades ni longitudes de las PMP entre las épocas. Por otro lado, en la Bahía de Buenaventura en Colombia, Vásquez-Molano *et al.* (2021), muestrearon los sedimentos fluviales en la época de lluvia, la seca y la de transición para dos años, encontrando significativamente más PMP en la época lluviosa del 2015 y en la época de transición del 2019; o sea la época seca parece ser la menos indicada para muestrear en esos lugares. Es posible que la precipitación fluvial del este y oeste interior no sea suficientemente fuerte como para generar un factor diferencial en las cantidades de PMP entre zonas. Sin embargo, estos patrones pueden cambiar durante las tormentas y huracanes caribeños. Welden y Lusher (2017), recalcan que los cambios en los patrones de precipitación y los aumentos en la intensidad y frecuencia de las tormentas vinculadas al cambio climático probablemente influirán en los patrones espaciales y las tasas en las que los desechos plásticos y los productos químicos asociados ingresan a los ambientes acuáticos. Tendría entonces sentido que las lluvias también pueden arrastrar y hasta desenterrar las PMP de distintos tamaños a cualquier zona fluvial, escorrentías, ríos y etc. A pesar de que las descargas de efluentes de aguas residuales en tierra se han postulado como el principal contribuyente a la contaminación por microfibras marinas, otra posibilidad es que los vertidos fluviales no sean la fuente principal de PMP detectados en los peces. En otros estudios de las PMP derivan de otras fuentes como descargas (no) intencionales de aguas residuales de los buques, transporte atmosférico y transporte oceánico de largo alcance, entre otros (ver Jensen *et al.*, 2019).

Variables ecológicas - perfiles de hábitat

Se encontraron PMP en los peces que frecuentan en los arrecifes rocosos y coralinos, pero no se detectó diferencia significativa, en el CG o en el TG, entre las

especies frecuentes en los arrecifes rocosos y coralinos y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP, la cantidad promedio de las PMP o la longitud de las PMP. En Taiwán, Chen *et al.* (2021) observaron que no hubo diferencia significativa en la cantidad de PMP en los TG entre los peces del arrecife y los de zonas pelágicas. Similar al estudio de Chen *et al.* (2021), estos resultados sugieren que, las especies frecuentes en los arrecifes rocosos y coralinos, y las que no lo son, parecen tener la misma posibilidad de ingerir PMP.

Similarmente se encontraron PMP en los peces que frecuentan en las áreas arenosas, aunque no se detectó diferencia significativa, en el CG, entre las especies frecuentes de áreas arenosas y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP, la cantidad promedio de las PMP o la longitud de las PMP. Tampoco se detectó diferencia significativa, en el TG, entre las especies frecuentes de áreas arenosas y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP y la cantidad promedio de las PMP, pero si en la longitud de las PMP.

Según, Waldschläger y Schüttrumpf (2020), la profundidad de infiltración en el sedimento del fondo de las PMP aumenta con la disminución del diámetro estas y con el aumento del diámetro de las partículas del sedimento. Es decir, en áreas arenosas los peces están más expuestos a las PMP de mayor tamaño; pues las de menor tamaño se van a infiltrar más en el sedimento y esto debe ser más detectable en procesos digestivos a largo plazo (incorporación y traslocación en el TG) que en los que son a corto plazo (transporte pasivo a través del CG). Aunque no hay estudios que comparen las PMP entre diferentes hábitats, la presencia de estos si se ha documentado en las playas de PR (Pérez-Alvelo *et al.*, 2021). Es decir, la diferencia detectada en el tamaño de las PMP en el TG de los peces que frecuentan las arenas en comparación con las que no lo hacen pudiera

deberse a una mayor exposición de PMP de mayor tamaño por el proceso de infiltración en el sedimento.

También en este perfil se encontraron PMP, sin embargo, no se detectó diferencia significativa, en el CG o en el TG, entre las especies frecuentes en las bahías y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP, la cantidad promedio de las PMP o la longitud de las PMP. Sin embargo, existen varios ejemplos en la literatura que, aunque no comparan los diferentes hábitats, si demuestran presencia de PMP en peces que frecuentan las bahías como, por ejemplo, la Bahía de Haizhou en China (Feng *et al.*, 2019), cinco Bahías del interior de Japón (Ushijima *et al.*, 2018), la Bahía de Yakarta en Indonesia (Efadeswarni *et al.*, 2019). Al menos para los peces analizados en esta tesis, parece que las especies que frecuentan las bahías, y las que no lo hacen, pueden tener la misma posibilidad de ingerir PMP. Esto pudiera ser indicativo de que las PMP disponibles para los peces muestreados no necesariamente responde a los contaminantes que provengan de Puerto Rico, sino que de igual forma provengan de otras fuentes.

En los peces que frecuentan los bosques de Gorgonia no se encontraron PMP. De todas las especies analizadas, sólo el capitán o *Lachnolaimus maximus* fue considerado como especie residente permanente en los bosques de gorgonia. No se detectó diferencia significativa en la proporción de peces con PMP en el CG entre los capitanes y las demás especies. Pero, si se detectó que la proporción de capitanes con PMP en el TG fue menor a la de las demás especies. De hecho, ningún capitán presentó PMP en el SG. Similarmente, no se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de PMP encontradas en CG, entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias, y las que no lo son. Pero, sí se detectó diferencia significativa en la cantidad promedio de PMP en el TG, entre las especies frecuentes en los bosques de gorgonias como los (capitanes), y las que no lo son.

Las gorgonias son especies de octocorales sésiles y coloniales conocidas como “abanicos de mar”, que dependen de la simbiosis con zooxantelas para su alimentación, o usan sus pólipos con tentáculos para capturar su alimento por filtración, entre los que se encuentran las bacterias y el fitoplancton. Por esta razón, y porque son muy sensibles a la colonización por algas filamentosas, los bosques de gorgonias prosperan principalmente en áreas donde el flujo de aguas frías es dinámico y constante, por lo que se pueden encontrar en ambientes de alta energía, como montañas submarinas y paredes rocosas expuestas a fuertes corrientes, olas y mar de fondo (Breedy y Guzmán 2002; Gómez *et al.*, 2019). Es decir, es un hábitat muy específico y con corrientes que probablemente no facilitan la acumulación de sedimentos. Las partículas más finas y menos densas que permanecen en suspensión se asentarán en el lecho marino en entornos de baja energía que son trampas de sedimentos eficientes (Hudson, 1997). Las partículas grandes transportadas como carga de fondo (rodando y rebotando a lo largo del lecho marino) se fracturan y reducen de tamaño. Lo contrario debe suceder en entornos de alta energía, costeros y de plataforma, como donde proliferan los bosques de gorgonias. En los ambientes costeros más energéticos, como estuarios dominados por mareas y a lo largo de costas dominadas por olas con llanuras costeras, las partículas de grano fino pueden escapar de la zona costera y ser transportadas mar adentro, cruzando así la plataforma continental para ser dispersadas por las corrientes oceánicas (Hudson, 1997). Esto sugiere que bosque de gorgonias pudiera estar menos contaminado que los demás tipos de hábitat, pero solo con esto no se puede ser concluyente, pues habría que muestrear el hábitat y otras especies en él.

Varias investigaciones demuestran la presencia de PMP en peces que frecuentan estuarios y lagunas (Vendel *et al.*, 2017; Bessa *et al.*, 2018; Sánchez, 2018; Calderón *et al.*, 2019; Abidli *et al.*, 2021; Rodríguez-Sierra *et al.*, 2020; Zhang^a *et al.*, 2020; Bayo *et*

al., 2021; Guilhermino *et al.*, 2021; Ling Lam *et al.*, 2020). Similarmente en los peces que frecuentan este perfil se encontraron PMP, sin embargo, en las muestras tomadas en esta tesis no se detectó diferencia significativa, en el TG, entre las especies frecuentes de los estuarios y lagunas y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP, la cantidad promedio de las PMP o la longitud de las PMP. Tampoco se detectó diferencia significativa, en el CG, entre las especies frecuentes de los estuarios y lagunas y las que no lo son en: la cantidad promedio de las PMP, o la longitud de las PMP, pero si en la proporción de peces con PMP, la que fue mayor en las especies que frecuentan los estuarios y lagunas. Martellini *et al.* (2018) encontraron una relación significativa entre la abundancia promedio de PMP y la fuerza de la escorrentía fluvial en su estudio; y resume que la baja velocidad del agua en las áreas de marea del estuario puede favorecer la acumulación de PMP en los lechos de sedimentos de marea. Las corrientes de marea que se agitan en estuarios también pueden afectar significativamente el tiempo de residencia y el transporte de PMP. Además, las diferencias entre la gravedad del agua dulce y la del agua de mar pueden afectar la distribución en la columna de agua y la deposición de PMP según su densidad (Martellini *et al.* 2018). Los resultados parecen indicar que, similar a los ejemplos de otras regiones en el plantea, los estuarios y lagunas en PR tienen especies que consumieron PMP. Los peces escogidos como frecuentes en los estuarios y lagunas fueron el macabí (*Elops saurus*) y el róbalo (*Centropomus undecimalis*; según Robertson y Van Tasell, 2019). Prácticamente el 50 % de estos peces tuvieron PMP. Ambas especies muy capaces de penetrar río arriba hasta bajas salinidades y aguas llanas que revuelcan el fondo al alimentarse. Es decir, frecuentan ambientes con mucha sedimentación y particulado suspendido.

Solo dos especies representaron el grupo de peces que frecuentan los lodos, aun así, en estos se detectaron PMP. No se detectó diferencia significativa, en el TG, entre las

especies frecuentes de los lodos y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP, la cantidad promedio de las PMP o la longitud de las PMP. Tampoco se detectó diferencia significativa, en el CG, entre las especies frecuentes de los lodos y las que no lo son en: la cantidad promedio de las PMP, o la longitud de las PMP, pero si en la proporción de peces con PMP, la que fue mayor en las especies que frecuentan los lodos. Estos resultados son muy similares a los del análisis de peces que frecuentan estuarios y lagunas. De hecho, estos hábitats se pueden decir que son similares en términos de la sedimentación y de las especies que los frecuentan, mayor diferencia es que los lodos están en zonas más profundas. Los peces que frecuentan los lodos fueron seis macabíes y una cojinúa (*Caranx crysus*) (Robertson y Van Tasell, 2019). Similar al caso de los estuarios y lagunas, estas especies frecuentan ambientes con mucha sedimentación y particulado suspendido.

A pesar de que se encontraron PMP en los peces que frecuentan los mangles, no se detectó diferencia significativa, en el TG o el CG, entre las especies frecuentes en los mangles y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP, la cantidad promedio de las PMP o la longitud de las PMP. En otros lugares también se encontraron PMP en los peces y el hábitat de los manglares. En el Zhanjiang, sur de China, Sheng *et al.* (2020), detectaron una PMP en branquias, estómago e intestino en los peces que frecuentan en el manglar. Similarmente, en el sur de Irán, Maghsodian *et al.* (2021), localizaron PMP en los peces y sedimentos de los bosques de manglares de Bidkhoun. También en KwaZulu-Natal, Sudáfrica, Naidoo *et al.* (2019), descubrieron peces de manglares a lo largo de la costa este de Sudáfrica, con cantidades significativas de PMP. En los manglares de Muara Teluknaga, Tangerang, en Banten, Indonesia, Rahmawati y Patria (2019), detectaron PMP en los órganos digestivos de peces Múgil (*Mugil dussumieri*) que frecuentan los manglares. En el ecosistema de manglares en Cispata en el Caribe colombiano, s Garcés-

Ordóñez *et al.* (2020), encontraron PMP en los peces analizados que frecuentan los manglares. Quizás las especies reportadas para este perfil en esta tesis no presentaron grandes cantidades de PMP porque el mismo mangle tenga un efecto en la captura e incorporación de estos contaminantes. Es probable que los árboles de manglar capturen PMP (Huang *et al.*, 2021).

En este estudio, hubo sólo cinco especies que no se consideran frecuentes en los pastos marinos y de cada una se obtuvo solo un pez y todos estos tuvieron PMP. Para las muestras en el CG, solo se pudo evaluar al matejuelo blanco y este no tuvo PMP, por lo que no hubo medidas de longitud de las PMP en CG para los peces que no frecuentan este perfil. No se detectó diferencia significativa, en el CG, entre las especies frecuentes de los pastos marinos y las que no lo son en: la proporción de peces con PMP y en la cantidad promedio de las PMP. Tampoco se detectó diferencia significativa, en el TG, entre las especies frecuentes de los pastos marinos y las que no lo son en: la cantidad promedio de las PMP, o la longitud de las PMP, pero si en la proporción de peces con PMP, la que fue mayor en las especies que no frecuentan los pastos marinos.

Sánchez-Vidal *et al.* (2021), señalan que las praderas de pastos marinos están muy extendidas en aguas costeras poco profundas y son un ecosistema importante. Por lo tanto, es de suponer que debido a la gran extensión geográfica este perfil debe ser frecuentado por muchas especies. Entre los beneficios de este perfil de hábitat se incluyen absorber CO₂, mitigar el cambio climático, mejorar la calidad del agua y proporcionar un vivero para muchas especies marinas. Huang *et al.* (2021), recalcan que las áreas costeras cubiertas de plantas atraen no solo a los animales, sino también a las PMP, cuanto más densa es la vegetación, más plástico captura. Ellos indican que la captura de carbono y el dióxido de carbono en las praderas de yerbas marinas al fondo del mar son realmente buenos en esto. Por lo tanto, similar al manglar, es probable que las praderas capturen e

incorporen PMP Huang *et al.* (2021). De ser así estas PMP no estarían tan disponibles en suspensión para los depredadores muestreados, como en las zonas de mayor particulado. Por otro lado, Huang *et al.* (2021), recalca que es preocupante si sucede la incorporación de PMP en las algas marinas. Por la misma línea, en la isla Kodingareng Lompo de la ciudad de Makassar, en la costa occidental de South Sulawesi en Indonesia, Tahir *et al.* (2020), observaron que el pez conejo (*Siganus canaliculatus*) fue de cuatro especies muestreadas, la de mayor número de PMP en sus TG. Ellos sugieren que la mayor cantidad de PMP en el pez conejo probablemente se deba a sus hábitos de alimentación, ya que los herbívoros se alimentan regularmente de las hojas de pastos marinos. Ellos, presumieron que un mayor número de PMP ingeridas en esta especie se vio favorecido por hallazgos recientes que demostraron claramente la presencia de PMP con las epífitas adheridas a hojas de pastos marinos.

Variables ecológicas - salinidad

Durante la evaluación de las PMP detectados en el CG y TG de los peces, según su capacidad para frecuentar naturalmente ambientes de aguas marinas, salobres y dulces se encontró que la contaminación está presente en peces con las tres capacidades. Para el caso de las especies estrictamente de aguas marinas y las especies que con la capacidad de frecuentar aguas salobres los resultados fueron similares. En el caso de las especies estrictamente de aguas marinas, estas son usualmente pelágicas, lo contrario sucede con las costeras, donde algunas tienen la facultad de penetrar en ambientes salobres y de agua dulce. En Tailandia, Klangnarak y Chunniyom (2020), también reportaron PMP en peces pelágicos, y similarmente el número de estos contaminantes fue relativamente bajo en comparación con otros lugares reportados. Ellos también, reportaron que no hubo diferencias significativas en el número de PMP ingeridos entre peces marinos demersales y pelágicos. Similarmente, en China, Jabeen *et al.* (2017) encontraron que la abundancia

promedio de plásticos por individuo en los peces marinos no fue significativamente diferente entre las especies pelágicas, bentopelágicas y demersales, aunque al comparar los plásticos por gramo de pez si encontraron que los bentopelágicos tenían menos plásticos que los otros dos.

Sólo se encontró diferencia significativa en la longitud de las PMP en el TG de aquellos peces con la capacidad de frecuentar ambientes con agua dulce, los cuales fueron más largos que los detectados en los demás peces. Las especies capturadas con la capacidad para frecuentar ambientes de agua dulce fueron: el róbalo, el sama y el macabí. Estos depredadores costeros que tienen la capacidad de adentrarse a los estuarios y ríos quizás tienen una mayor exposición a PMP más cercanas al tamaño original de estas en comparación con la exposición que pudieran tener los peces que no se acercan a las fuentes de agua dulce. Es decir, que quizás el contenido gastrointestinal de estas tres especies pudieran ser mejores indicadores de contaminación por PMP de origen local (i.e. ríos). Similarmente, se ha señalado que la mayoría de las PMP de agua dulce se originan en sistemas terrestres (Sarijan *et al.*, 2019; Andrady, 2011). Parker *et al.* (2020), explica que el grado de urbanización local es un fuerte predictor de las cargas de PMP en los cuerpos de agua cercanos. A su vez, estos PMP son indicadores del tipo y disposición de basura local cercano (Kataoka *et al.*, 2019; Tibbetts *et al.*, 2018).

Variables ecológicas - tipos de fondos

Los fondos marinos son considerados como los sumideros de plásticos, por lo que se esperaría que exista una mayor ingesta en las especies demersales (Escobar *et al.*, 2019). Los fondos evaluados tienen un gradiente similar en cuanto a tamaño de grano y dinamismo de corrientes de agua, donde los fondos rocosos lo constituyen la mayor proporción de granos grandes con alto dinamismo. Seguido por el fondo arenoso que se caracteriza por ser semidesértico es inestables y de corrientes continuas (Fernández, 2020). Último en el gradiente está el fondo fangoso, cuyo grano es el más pequeño y se deposita en el ambiente menos dinámico. Harris (2020), indica que los números más altos de PMP ocurren en ambientes deposicionales de baja energía, especialmente en estuarios, ensenadas y lagunas fangosas, ya que son lugares que tienen la mayor eficiencia de captura de sedimentos finos y PMP. Además, Pohl *et al.* (2020), indica que las fibras más largas quedan menos enterradas en los fondos más finos. La profundidad de infiltración en el sedimento del fondo de las PMP aumenta con la disminución del diámetro estas y con el aumento del diámetro de las partículas del sedimento (Waldschläger y Schüttrumpf, 2020). Además, las PMP en promedio pueden ser más largas en las zonas intermareales dependiendo del tipo de marea en que se muestree (Wu *et al.*, 2020). Es decir, en áreas fangosas será menor la infiltración de las PMP que en los fondos rocosos y arenosos. Por lo tanto, este tipo de fondo debe ser el que fomente más accesibilidad de las PMP a los peces y por lo tanto su ingestión. Todas estas premisas pudieran explicar lo encontrado, ya que en comparación con los peces que frecuentan los fondos arenosos y rocosos, fueron las especies que frecuentan los fondos fangosos la de mayor proporción de peces con PMP en el CG, las de mayor cantidad de PMP en el CG y las de mayor longitud de PMP en el TG. Las PMP en el CG son indicativas de la ingestión cerca de la

fecha en que estos peces fueron capturados mientras que las PMP en TG son indicativas de bioacumulación.

Variables ecológicas - Zonas verticales

Las zonas evaluadas tienen un gradiente de profundidad. O sea, la zona superficial es la de menos profundidad y la béntica la de más profundidad. Vega-Moreno *et al.* (2021), dicen que los plásticos flotantes tienden a acumularse en áreas de convergencia en la superficie del mar, como los giros subtropicales, mientras que los plásticos no flotantes se acumulan en el lecho marino. Ellos señalan que la flotabilidad de PMP está determinada por la densidad inicial del plástico y puede variar según el tipo de plástico; posteriormente, los procesos de degradación fisicoquímica y el “biofouling” (Bioincrustación o incrustación biológica), pueden alterar su densidad y consecuentemente producir una variación en su flotabilidad. Las PMP pueden observarse en la columna de agua debido a su velocidad de hundimiento gradual que puede ser inferior a 1 mm/segundo, a permanecer suspendida o con una tasa de hundimiento lenta; debido al efecto de la dinámica oceánica y la turbulencia (Wu *et al.*, 2020; Vega-Moreno *et al.*, 2021). Thomas (2014), dice que las fibras sintéticas suelen ser el tipo dominante de PMP que se encuentran en la columna de agua y los sedimentos. A pesar de que se proyecta que el 70% de los residuos marinos se hundirán y permanecerán en el sedimento marino, pocos estudios se han enfocado en la acumulación de los residuos en las zonas bénticas y el suelo marino debido a las dificultades y costos que este proceso implica (De la Torre, 2019). Además, Uurasjärvi *et al.* (2021), estudiaron la acumulación de PMP en la haloclina y termoclina en aguas estratificadas debido a las diferencias de densidad y salinidad en el Mar Báltico, concluyendo que las capas profundas donde la densidad del agua de mar cambia rápidamente contienen concentraciones más altas de PMP en comparación con la columna de agua circundante (Uurasjärvi *et al.*, 2021). Por lo tanto,

es de suponer que la acumulación de PMP debe darse mayormente y de forma más permanente en la zona béntica y la otra acumulación sería de aquellas PMP menos densas en la superficie. Por otro lado, las PMP se pueden encontrar también en la columna cuando las corrientes son más turbulentas (Wu *et al.*, 2020).

Bråte *et al.* (2017), señala que la ecología de las especies puede afectar su posibilidad de interacción con los plásticos, por ejemplo, las especies demersales pueden estar más expuestas a los plásticos sedimentados que las que se alimentan en la columna de agua que es una zona de transición para los plásticos. Los peces aquí muestreados eran relativamente inmensos en tamaño en comparación con las dimensiones de las PMP encontradas que eran casi nanométricas, por lo tanto, es prácticamente imposible que ellos estuvieran consumiendo las PMP a propósito. Es decir, los consumían pasiva y directamente como parte del agua ambiental que es ingerida o los consumían pasiva e indirectamente vía transferencia trófica, o sea, dentro de sus presas contaminadas. Una mayor cantidad de PMP por pez en el TG en las especies que frecuentan mayormente la superficie y columna de agua en comparación con las especies mayormente bénticas, junto con una mayor longitud de las PMP encontradas en el TG de las especies que frecuentan las zonas bénticas, solo puede explicarse mediante la ingestión por depredación de presas contaminadas. Las presas deben estar cargando las PMP desde la zona béntica, a la columna de agua. Sin embargo, Choy *et al.* (2019), demostraron que el cangrejo rojo pelágico (*Pleuroncodes planipes*) y el tunicado larváceo gigantes (*Bathochordaeus stygius*) son dos abundantes consumidores de PMP que fomentan la acumulación de estas en la columna de agua. Hasegawa y Nakaoka (2021), demostraron experimentalmente que la transferencia trófica es la ruta principal de ingestión de PMP por parte de los peces y que las presas pueden fragmentar las PMP. Aunque los fondos marinos son considerados como los sumideros de plásticos, la ingesta resulta mayor o

igual en las especies pelágicas que se alimentan en la columna de agua o cerca de la superficie (Escobar *et al.*, 2019).

Variables taxonómicas

Prácticamente todas las especies evaluadas eran depredadoras carnívoras (se alimentan de peces, moluscos y crustáceos, quizás con la excepción del matejuelo blanco, que se considera omnívoro). Por lo tanto, era de esperar que en estos hubiese la mayor probabilidad de detectar PMP (Greenpeace, 2019; Lusher *et al.*, 2017). Con una muestra humilde, era poco probable que se detectara diferencia entre las especies. Sin embargo, en la proporción de peces con PMP en el TG por especies, bajo una evaluación pareada, el capitán pareció tener una menor proporción de peces contaminados que la colirrubia y el róbalo. Los capitanes no presentaron PMP en sus TG ni en sus CG.

Variables de pesquería - zonas de pesca según su orientación cardinal

Los ríos y escorrentías son usualmente una de las fuentes principales de PMP en aquellos lugares donde más plásticos se descartan (Ory *et al.*, 2020). A pesar de que la zona este de PR, es la que recibe más lluvia y por más tiempo, lo cual implica más escorrentía y movimiento de agua en los ríos y quebradas que en el oeste, la proporción de peces con PMP, la cantidad de PMP por pez y la longitud de las PMP detectados, no fue diferente. Esto es indicativo de que el impacto de las PMP en los peces muestreados es similar en el este y el oeste y que, hasta este momento, este impacto no parece depender de las características hidrológicas riparinas de PR. Además de a través de los ríos, las PMP pueden estar llegando a las zonas de pesca en mayor proporción a través de las corrientes, el viento y embarcaciones y otros. Las PMP son reconocidos como contaminantes atmosféricos, donde, debido a su pequeño tamaño y baja densidad, pueden ser transportados por los vientos alrededor de la Tierra, siendo empujados por el viento

incluso en la superficie del agua (Gamba, 2019; Díez-Minguito *et al.*, 2020; Rodríguez-Díaz, *et al.*, 2020; Revell *et al.*, 2021). Por lo tanto, los elementos denominados de media y alta resistencia al viento estarán advectados por la combinación de ambos factores: las corrientes oceánicas y el viento (Rodríguez-Díaz, *et al.*, 2020).

Variables de pesquería - zonas de desembarcos

El que no se encontraran diferencias en las proporciones de peces con PMP y las cantidades de PMP por pez en el CG y TG, pudiera esperarse por las mismas razones que no se encontraron diferencias entre la zona este y oeste de PR. Sin embargo, encontrar bioacumulación donde las PMP tenían menor longitud en la pesca independiente de pescadores desembarcada por SEAMAP que la desembarcada por pescadores en la Pescadería Kadmiel, Villa Pesquera Puerto Real y la Pescadería Dockey, sólo puede explicarse por la distribución de las zonas pescadas. Los pescadores van a pescar a sus “marcas”. O sea, llevan a cabo una pesca con distribución agregada. Es decir, lugares repetitivos que han encontrado favorables para la pesca y algunos de estos incluso son lugares compartidos por otros pescadores y generaciones de ellos. Muchas veces son lugares de agregación reproductiva o de alimentación. Estas áreas de alimentación son usualmente áreas de afloramiento donde las corrientes forman torbellinos submarinos y levantan el sedimento, con sus microorganismos y los acumulan con los superficiales en el centro, atrayendo sardinas y pequeños peces que a su vez atraen a los depredadores. Es posible que ese movimiento vertical de afloramiento o surgencia también eleve las PMP (Díez-Minguito *et al.*, 2020). Estas PMP estarían entonces expuestas a los peces pequeños como sardinas, etc., que a su vez estarían expuestos a depredadores de mayor tamaño. Por lo contrario, SEAMAP pesca con una distribución aleatoria. O sea, los lugares de pesca se escogen con un método científico al azar y muchos muestreos estarán lejos de

los lugares de pesca tradicionales del pescador comercial, esquivando así muchos lugares de afloramiento.

Variables de pesquería - artes de pesca

En comparación con la caña de pescar, los cordeles y el palangre, el arte conocido como arpón fue el único que no presentó PMP en el TG de sus cosechas. Esta diferencia significativa estadísticamente responde a una deficiencia en la representatividad del muestreo ya que por arpón la cosecha fue de cuatro capitanes. Por ende, las artes de pesca muestreadas, por sí solas, no representan un diferencial en la cantidad de PMP por pez ni en la proporción de peces con PMP. Sin embargo, la longitud promedio de las PMP en el TG fue menor en el palangre que en la caña de pescar y el carrete. Las muestras de palangre fueron cosechadas por SEAMAP. O sea, fueron muestras de lugares aleatorios, a diferencias de las muestras de las otras artes que fueron cosechas de lugares escogidos por ser conocidos como de buena pesca (caña de pescar) o una combinación de estos lugares con lugares aleatorios de SEAMAP (carretes). Estas diferencias probablemente se deben a la misma causa que causó diferencia en las longitudes de las PMP entre zonas de desembarcos.

Variables de pesquería - tipos y tamaños de anzuelos

Los efectos de las PMP en el comportamiento se han evaluado para la selección de hábitat en el cangrejo de costa púrpura (Prestholdt y Kemp, 2020), la cognición interrumpida y la selección de caparazón reducida en el cangrejo ermitaño europeo (Crump *et al.*, 2020), y la reducción de la velocidad de nado en la lobina europea (Antão *et al.*, 2018). Estos y otros trabajos indican que la ingestión de PMP tienen el potencial de cambiar la conducta de los organismos (Foley, 2018). En invertebrados acuáticos, el efecto más consistente parece ser la reducción en el consumo de presas naturales cuando

las PMP estaban presentes. Sin embargo, el trabajo de Cunningham^b *et al.*, (2021), demuestra que al menos en el cangrejo púrpura, las PMP no parecen cambiar su tasa de alimentación, manejo de la presa ni otros factores conductuales relacionados a la alimentación. Por esa línea, no se encontraron investigaciones que comparan las características de las PMP en relación con los tamaños o tipos de anzuelos. Las diferencias aquí encontradas parecen explicarse más con el tipo de pesca que con el tamaño o tipo de anzuelo. La pesca con los anzuelos 9/0 tipo C fue hecha sólo por SEAMAP lo que corresponde a lugares aleatorios mientras que la pesca con anzuelos 10 tipo J fue usada sólo por pescadores comerciales cuya pesca es en lugares escogidos, probablemente donde hay afloramientos y con esto una mayor disponibilidad de PMP en la columna de agua o para las presas. Las presas (ej. sardinas, balaos, peces voladores), maximizando el costo energético, seleccionan lo que parecen alimentos del tamaño más grande que le quepan en la boca. Estas presas son vez consumidas con agua de la columna y PMP en la columna de agua, por los ejemplares analizados (depredadores). Estos depredadores a su vez parecen tener sistemas digestivos que seleccionan las PMP de mayor tamaño, bioacumulándolas en el TG.

CONCLUSIÓN

- ❖ Esta investigación proporciona el primer registro de PMP en los tractos digestivos de 13 especies de peces de arrecifes de importancia comercial o recreativa en Puerto Rico, y contribuye significativamente al conocimiento de la temática para todo el Caribe, levantando aquí el nivel de alerta sobre estos contaminantes en la cadena trófica marina.
- ❖ Más de una tercera parte de los peces muestreados ingirió PMP, según la detección en el contenido gastrointestinal (CG), siendo comparable a lo encontrado en Portugal, México, Indonesia, California, mar del Norte y del mar Báltico.
- ❖ Más de la mitad de los peces muestreados bioacumuló PMP, según la detección en el tejido gastrointestinal (TG), siendo comparable a lo encontrado en el Canal de la mancha, Ecuador, México, costa de Turquía y Guatemala.
- ❖ No se encontraron PMP con tamaños que superaran los 15.5 μ m en el tracto gastrointestinal de los peces; tamaños que pueden causar daño al sistema digestivo de los peces.
- ❖ Las PMP detectadas fueron principalmente en forma de microhilos (microfilamentos y microfibras). En el CG fueron más comunes en forma de microhilos mientras que en el TG se encontraron microhilos y microfragmentos.
- ❖ Las PMP detectadas fueron principalmente en de colores oscuros. En el TG los colores que más predominaron fueron el negro, azul y rojo y en el CG fue mayormente el negro.
- ❖ Se detectaron PMP en mayor cantidad en el TG que en el CG lo que sugiere que la bioacumulación es persistente.
- ❖ Las PMP bioacumuladas fueron en promedio el doble de largas que las que fueron ingeridas recientemente, lo cual sugiere que las más pequeñas están menos tiempo

detectables en el TG ya sea porque penetran menos en el TG, o son expulsadas más rápido del TG o son transferidas más rápido a otro tejido.

- ❖ La longitud de las PMP ingeridas recientemente y las bioacumuladas no están relacionada al sexo, etapa gonadal o tallas de estos peces.
- ❖ Por la gran diferencia tamaño, entre los peces muestreados y las PMP detectadas en el tracto digestivo de estos, se descarta que la ingestión sea una activa y directa por confusión como posible alimento, sino que las ingieren pasivamente según entra el agua al sistema digestivo o indirectamente por biomagnificación.
- ❖ Las similitudes en las características de las PMP detectadas en los peces muestreados en zonas lluviosas y secas de la isla y durante estaciones de mayor y menor precipitación fluvial, apunta a que estos contaminantes son ubicuos y su principal origen no necesariamente es endógeno a Puerto Rico.
- ❖ Las PMP encontradas en TG durante otoño, la estación de más precipitación fluvial, fueron de menor longitud que las detectadas en verano e invierno, lo que coincide con el hundimiento de las aguas más densas teniendo el efecto contrario a las zonas de afloramiento. Esto pudiera reducir la disponibilidad de partículas relativamente largas, haciendo que estas fueran de menor disponibilidad para la ingestión en la columna de agua y de ahí las bioacumuladas, fueran de menos longitud.
- ❖ La ingestión de PMP fue mayor en las especies que frecuentan los lodos, estuarios y lagunas lo cual puede estar relacionada a la deposición de los sedimentos y el dinamismo de las corrientes en estos hábitats, que causan una mayor exposición de estos contaminantes particularmente en los lodazales, donde el sedimento acumulado es fino y puede quedar en suspensión y expuesto a los peces y sus presas por más tiempo.

- ❖ Dos especies (macabí y róbalo) fueron las únicas documentadas como que frecuentan las bahías. Estas dos especies tuvieron en proporción más peces con bioacumulación de PMP. Estas PMP tuvieron las mayores longitudes promedios, probablemente porque ocurren en áreas neríticas poco profundas sobre fondos blandos fangosos.
- ❖ Es posible que los Bosques de Gorgonias sean de los hábitats que menos exponga los peces a las PMP, en comparación con los lodos, los estuarios y lagunas; probablemente por el dinamismo de las corrientes en estos hábitats. Pero hay que tener cautela con esta inferencia ya que la muestra fue de tan sólo cuatro capitanes capturados con arpón.
- ❖ No se detectó diferencias en las variables de las PMP de las especies que frecuentan los arrecifes, mangles, y pastos marinos, probablemente porque la exposición a las PMP y las especies que frecuentan estos hábitats son altamente variables.
- ❖ En las salinidades según la capacidad de los peces para frecuentar naturalmente en ambientes de aguas marinas, salobres y dulces se encontró que la contaminación está presente en peces con las tres capacidades. En cuanto a la química del hábitat, se encontró que fue mayor la longitud promedio de las PMP en los TG de peces que frecuentan las aguas dulces en comparación con los que no lo hacen, lo cual tiene sentido si en esos lugares hay influencia de partículas menos desgastadas porque, aunque arrastradas por un río, éstas no han pasado por el proceso de erosión en las costas.
- ❖ Según lo esperado para ambientes deposicionales de baja energía, contrario a los peces muestreados que frecuentan los fondos blandos arenosos, hubo más peces con PMP y estos con más cantidad de PMP en el CG en las especies que frecuentan los fondos blandos fangosos. Según se ha documentado los fondos blandos fangosos usualmente esconden menos (exponen más) las PMP con mayor longitud que en los

otros fondos. Similar a lo encontrado en las especies que frecuentan los corales, las que frecuentan los fondos duros rocosos son altamente variables.

- ❖ Se encontraron más PMP y estas eran de menor longitud en las especies que frecuentan la superficie y columna de agua, en comparación con las especies que frecuentan las zonas bénticas lo cual coincide con que la mayoría de las muestras fueron provistas por pescadores comerciales que aprovechan las zonas de afloramiento alimenticio para lograr sus pescas.
- ❖ No se detectó diferencias en la cantidad de PMP entre las especies (todas principalmente carnívoras de gran tamaño), pero si en la proporción de peces por especie con PMP en el TG. El capitán (*L. maximus*) no tuvo individuos contaminados a diferencia de la colirrubia (*O. chrysurus*) y el róbalo (*C. undecimalis*), probablemente porque el hábitat preferido del capitán, en los bosques de gorgonias, es altamente dinámico y de poca deposición de sedimentos a diferencia del hábitat del róbalo, que es de mayor deposición de sedimentos, y el de la colirrubia, que frecuenta las zonas de afloramientos.
- ❖ No se encontraron diferencias en las proporciones de peces con PMP y las cantidades de PMP por pez entre las zonas de desembarcos, consistente con que la exposición y prevalencia de estos contaminantes es ubicua en muchas de las especies comerciales.
- ❖ Las PMP en los TG tenían menos longitud en la pesca desembarcada por SEAMAP que la desembarcada en la Pescadería Kadmiel, la Villa Pesquera Puerto Real y la Pescadería Dockey. Esto puede deberse a que las localidades de pesca de SEAMAP son escogidas de forma experimental con base aleatoria para describir la diversidad en las aguas alrededor de Puerto Rico y no necesariamente para maximizar la pesca, a diferencia de los lugares donde van a pescar los pescadores que le venden a las pescaderías y villas pesqueras. Muchos de estos pescadores van a lugares de

afloramiento, donde corrientes verticales levantan y acumulan el alimento en la columna y superficie, a donde recurren los planctívoros (ej. sardinas) y tras de ellos los peces de mayor tamaño y que son la meta de los pescadores comerciales. Estos lugares de afloramiento igualmente pueden estar levantando las PMP de mayor tamaño en una mayor proporción de lo usual en comparación a donde no hay afloramientos, haciéndolos disponibles en la columna de agua y a los planctívoros y demás peces pequeños de la superficie. Esta hipótesis también puede ser la razón por la cual se detectó una menor longitud en las PMP de los peces pescados con palangres. Los palangres son artes de pesca que se extienden más allá de las zonas de afloramiento.

- ❖ La zona este de PR, es la que recibe más lluvia y por más tiempo, lo cual implica más escorrentía y movimiento de agua en los ríos y quebradas que en el oeste, la proporción de peces con PMP, la cantidad de PMP por pez y la longitud de las PMP detectados, no fue diferente. Esto indica que el impacto de las PMP en los peces muestreados es equivalente en el este y el oeste y que, hasta este momento, este impacto no parece depender de las características hidrológicas riparinas de PR.
- ❖ En las artes de pesca el arpón fue el único que no presentó PMP en los TG de sus cosechas por deficiencia de muestreo. Sin embargo, se encontró que en la longitud de las PMP fue menor en los palangres que en la caña de pescar y el carrete. Los palangres fueron cosechas de SEAMAP y fueron lugares aleatorios a diferencias de las otras artes de pescas fueron cosechas de lugares escogidos.
- ❖ Por último, en los tipos y tamaños de anzuelos, se reveló que ningún trabajo ha comprobado que las PMP afecten la selección de presas o anzuelos. Los peces muestreados en esta investigación, en términos de bioacumulación, consumo no parecen diferir entre los tipos y tamaños de los anzuelos, pero en las longitudes de las

PMP en los TG, se demostraron que los tipos de anzuelo C con los tamaños (9/0) hubo una mayor significancia.

- ❖ Se recomienda investigar los efectos físicos y químicos que puedan tener las PMP en los tejidos de los organismos marinos a diferentes edades y niveles tróficos, incluyendo el estrés causado por estos contaminantes y la posibilidad de biomagnificación.

REFERENCIA

- Abbas, N. (2019, abril 11). *Qué son los microplásticos: definición y tipos*. Ecología Verde. Recuperado de <https://www.ecologiaverde.com/que-son-los-microplasticos-definicion-y-tipos-1543.html>
- Abidli S., Akkari N., Lahbib Y., y El Menif N. (2021, enero). First evaluation of microplastics in two commercial fish species from the lagoons of Bizerte and Ghar El Melh (Northern Tunisia). *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101-581.
- Acosta Coley, I.C. (2014). *Caracterización de microplásticos primarios en el ambiente marino de una playa urbana en Cartagena de Indias*. [Trabajo en Grado de Maestría en Ciencias Ambientales]. Universidad de Cartagena Facultad de Ciencias Farmacéuticas.
- Acosta-Coley, I., Duran-Izquierdo, M., Rodriguez-Cavallo, E., Mercado-Camargo, J., Mendez-Cuadro, D. y Olivero-Verbel, J. (2019, septiembre). Quantification of microplastics along the Caribbean Coastline of Colombia: Pollution profile and biological effects on *Caenorhabditis elegans*. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 574-583.
- Acosta-Coley, I., Mendez-Cuadro, D., Rodriguez-Cavallo, E., de la Rosa, J. y Olivero-Verbel, J. (2019, febrero). Trace elements in microplastics in Cartagena: A hotspot for plastic pollution at the Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 139, 402-411.
- AEDYR (Asociación Española de Desalación y Reutilización). (2019, abril 2). *Las sales del mar: ¿son todos los mares igual de salados?* AEDyR. Recuperado de <https://aedyr.com/sales-mar-son-todos-mares-igual-salados/#:~:text=La%20salinidad%20del%20agua%20viene,los%2035%20gramos%20por%20litro>
- Albarrán, D. (2019, octubre 22). *¿En qué peces encontramos microplásticos en su organismo?* Greenpeace México.
- Aldana, D. (2021, marzo 8). *Afectan microplásticos en fauna marina*. Conexión Cinvestav. Recuperado de <https://conexion.cinvestav.mx/Publicaciones/afectan-microplasticos-en-fauna-marina/#:~:text=Se%20ha%20demostrado%20que%20cuando,carne%20que%20consumen%20las%20personas>
- Aldana, D., Oxenford, H., Bouchon, C., Delgado, G., Bardet, M., Mouret, E., Hernández, F., Rodríguez, G., Bante, J., Castillo, V. y Enríquez, M. (2020). Abundancia de microplásticos en el caracol *Strombus gigas* del caribe. México: Dra. María del Rocío Ramírez Vargas

- Alvarado León, G. (2019, marzo 18). Instan a reconstruir a puerto rico de forma sostenible. *Ciencia Puerto Rico*, 1-3.
- Alvarado León, G. E. (2019, marzo 18). Instan a reconstruir a puerto rico de forma sostenible. *El Nuevo Día*, págs. 1-3.
- Álvarez. (2021). *Pesca a fondo*. Álvarez deporte y tiempo libre. Recuperado de <https://www.a-alvarez.com/blog/pesca/tecnicas-de-pesca/pesca-a-fondo/4694>
- Alves E.N.V y Figueiredo, G.M. (2019, septiembre). Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 326-335.
- AMBAR. (2007). *Microplásticos Qué son? ¿Qué productos los contienen?* AMBAR PLUS. Recuperado de <https://ambarplus.com/microplasticos/>
- Andrady, L.A. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine. Pollution. Bullet*, 62(8), 1596-1605.
- Andrady, L.A. y Neal, A.M. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 1977-1984.
- Antão Barboza, L.G., Russo Vieira, L. y Guilhermino, L. (2018, mayo). Single and combined effects of microplastics and mercury on juveniles of the European seabass (*Dicentrarchus labrax*): Changes in behavioural responses and reduction of swimming velocity and resistance time. *Environmental Pollution*, 236, 1014-1019.
- Arosemena Muñoz, E. (2010, noviembre 24). *Reglamento de pesca de puerto rico*. Departamento de recursos naturales y ambientales.
- Barnes, K.A., Galgani, F., Thompson, R.C. y Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transaction of the Royal Society B*, 364, 1985-1998.
- Bayo, J., Rojo, D., Martínez-Baños, P., López-Castellano J. y Olmos, S. (2021). Commercial Gilthead Seabream (*Sparus aurata* L.) from the Mar Menor Coastal Lagoon as Hotspots of Microplastic Accumulation in the Digestive System. *Environmental Research and Public Health*, 18(13), 68-44.
- Bessa, F., Barria, P., Neto, J.M., Frias, J.P.G.L., Otero, V., Sobral, P. y Marques, J.C. (2018, marzo). Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 575-584.
- Biscontini, T. (2018). *Microplastics*. Ebscohost. Recuperado <http://eds.a.ebscohost.com.ez.inter.edu:8008/eds/detail/detail?vid=5&sid=57161ed6-3239-4b6c-82b9-1934e918307%40sdc-v-sessmgr03&bdata=Jmxhbm9ZXMmc210ZT11ZHMtbG12ZQ%3d%3d#AN=129815422&db=ers>
- Boerger, C.M., Lattin, G.L. Moore, S.L. y Moore, C.J. (2010). Ingestión de plástico por peces planctívoros en el Gyre de Pacífico Norte. *Science Direct*, 60(12), 2275-

- Bråte Nerland, I.L., Huwer, B., Thomas, K.V., Pettersen Eidsvoll, D., Halsband, C., Carney Almroth, B. y Lusher, A. (2017). TemaNord. *In Micro-and macro-plastics in marine species from Nordic waters* (Vol. 549, págs. 0908-6692). Finland: Nordic Council of Minister.
- Breedy, O. y Guzmán, H.M. (2002, diciembre). A revision of the genus *Pacifigorgia* (Coelenterata: Octocorallia: Gorgoniidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 115(4), 782-839.
- Browne, M. A., Galloway, T. y Thompson, R. (2007). Microplástico: ¿un contaminante emergente de potencial preocupación? *Evaluación y gestión ambiental integrada*, 3(4), 559-561.
- Browne, M. A., Galloway, T.S. y Thompson, R.C. (2010). Patrones espaciales de desechos plásticos a lo largo de las costas del estuario. *Environmental Science and Technology*, 44(9), 3404 - 3409.
- Butler, R., Ferguson, B., Blume, A. y Herndon, C. (2019, agosto 23). *Océanos: plásticos y basura marina acaban con la diversidad*. Mongabay Latam. Recuperado de <https://es.mongabay.com/2019/08/oceanos-plasticos-y-basura-marina-acaban-con-la-diversidad/>
- Calderón, E.A., Hansen, P., Rodríguez, A., Blettler, M.C.M., Syberg, K. y Khan, F.R. (2019, noviembre 5). Microplastics in the Digestive Tracts of Four Fish Species from the Ciénaga Grande de Santa Marta Estuary in Colombia. *Water, Air, & Soil Pollution volume*, (257).
- Cancela Pérez, A. (2020, febrero 26). *Los microplásticos, una amenaza para las crías de los peces, que los ingieren desde su nacimiento*. Crónica Norte. Recuperado de: <https://www.cronicanorte.es/los-microplasticos-una-amenaza-para-las-crias-de-los-peces-que-los-ingieren-desde-su-nacimiento/143644>
- Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P. y Peck, B.B. (1972, noviembre 17). Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, 178(4062), 749-750.
- Chávez Comparan, J.C., Galeana Lemus, G.G., Manzo Vargas, I. y Salinas Sánchez, J.A. (2008). *Catálogo de peces de arrecifes Rocosos-Coralinos de Punta Carrizales, Colima, México*. Colima: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. Recuperado de https://issuu.com/dtnl/docs/dj020_catalogo_1ra_parte
- Chen, K.J., Chen, M.C. y Chen, T.H. (2021, abril 15). Plastic ingestion by fish in the coastal waters of the Hengchun Peninsula, Taiwan: Associated with human activity but no evidence of biomagnification. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 213, 112-056.
- Choy, C.A. Robison, B.H., Gagne, T.O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R.U., Hamilton, J.A., Katija, K., Lisin, S.E., Rolsky, C. y Van Houtan, K.S. (2019, junio 6). The

- vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports*, (9), 43-78.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T.S. (2011). Microplásticos como contaminantes en el medio marino: revisión. *Science Direct*, 62(12), 2588-2597.
- Collins, T.J. (2007, julio). ImageJ for microscopy. *Biotechniques*, 43(1), 25-30.
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, A.T., Navarro, S., García de Lomas, J., Ruiz, A., Fernández de Puelles, M.L. y Duarte, C.M. (2014, junio 30). Plastic debris in the open ocean. *PNAS*, 111(28), 10239-10244.
- Crump, A., Mullens, C., Bethell, E.J., Cunningham, E.M. y Arnott, G. (2020, abril 29). Microplastics disrupt hermit crab shell selection. *The Royal Society Publishing*, (16), 2020-0030.
- Cunningham^a, E.M., Cuthbert, R.N., Coughlan, N.E., Kregtin, L., Cairnduff, V. y Dick, J.T.D. (2021). Microplastics do not affect the feeding rates of a marine predator. *Science of the Total Environment*, 779, 146-487.
- Cunningham^b, M., Mundy, A.L., Kregting, L., TA Dick, J., Crump, A., Ridell, G. y Arnott, G. (2021, octubre). Animal contests and microplastics: evidence of disrupted behaviour in hermit crabs *Pagurus bernhardus*. *The Royal Society Publishing*, 8(10), 211-089.
- Cutts, E. (2023, abril 5). *How Plastic Opens Fish Up to Disease*. Hakai Magazine, Costal Sciences and Society. Recuperado de <https://hakaimagazine.com/news/how-plastic-opens-fish-up-to-disease/#:~:text=Taking%20tissue%20samples%20from%20the,leading%20to%20more%20severe%20disease>.
- De La Hoz Maestre, J. (2018, marzo). *Relación Longitud peso en peces*. Recuperado de https://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/366409_95783282afc44aa0b0453a031666e2d8.html#datos_requeridos
- De la Torre, G. E. (2019). Microplásticos en el medio marino: una problemática que abordar. *Revista Ciencia y Tecnología*, 15(4), 27-37.
- Delgado Fimia, O. (2019). *Implicaciones de la exposición a microplásticos en salud humana*. [Tesis en Maestría en Avances en Radiología Diagnóstica y Terapéutica y Medicina Física]. Universidad de Cartagena.
- Derraik, J. G.B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine. Pollution. Bulletin*, 44(9), 842-852.

- Desonie, D. (2016, enero 17). *Zonas oceánicas*. CK – 12. Recuperado de <https://www.ck12.org/book/ck-12-conceptos-de-ciencias-de-la-tierra-grados-6-8-en-espa%C3%B1ol/section/6.21/>
- Diez, S.M., Patil, P.G., Morton, J., Rodríguez, D.J., Vanzella, A., Robin, D.V., Maes, T. y Corbin, C. (2019, junio 10). *Marine Pollution in the Caribbean: Not a minute to waste*. Banco Mundial Blogs. Recuperado de: <https://documents1.worldbank.org/curated/en/482391554225185720/pdf/Marine-Pollution-in-the-Caribbean-Not-a-Minute-to-Waste.pdf>
- Díez-Minguito, M., Bermúdez, M., Gago, J., Carretero, O y Viñas, M. (2020, mayo 20). Observations and idealized modelling of microplastic transport in estuaries: The exemplary case of an upwelling system (Ría de Vigo, NW Spain). *Marine Chemistry*, 222, 103-780.
- Duarte, F., Ibáñez, C.M. y Chong, J. (2007). Cambios en la morfometría bucal y su relación con la dieta de *Thyrsites atun* (Euphrasen, 1791) en el centro-sur de Chile. *Scielo (Revista Chilena de historia natural)*, 80(4), 407-417.
- EcuRed. (2021). *Agua dulce*. EcuRed. Recuperado de https://www.ecured.cu/Agua_dulce
- Efadeswarni, Toro, A., Azizah, N. y Saragih, G.S. (2019). Microplastics in digestive tracts of fishes from Jakarta Bay. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 407.
- Elías, R. (2015). Mar de plástico: Una revisión del plástico en el mar. *OceanDocs*, (27), 83-105.
- EPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos). (2018, junio 20). *Información básica sobre los arrecifes de coral*. Pennsylvania Avenue, Wachington. Recuperado de <https://espanol.epa.gov/espanol/forms/contactenos-sobre-el-sitio-epa-en-espanol-preocupaciones-ambientales-o-alguna-pregunta>
- Escobar Condor, E.W., Izquierdo Villasante, Y.I., Macedo Riva, A., Remuzgo Panduro, G. y Huiman Cruz, A. (2019). Impacto de la ingesta de residuos plásticos en peces. *Revista Kawsaypacha: sociedad y medio ambiente* (4), 79-92.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2019, julio 31). *Los Microplásticos en el pescado y los mariscos, ¿deberíamos preocuparnos?* Rome: Microplastics in fisheries and aquaculture. Recuperado de <https://www.fao.org/3/i7677e/i7677e.pdf>
- Farrell, P. y Nelson, K. (2013, junio). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3.
- Feng, Z., Zhang, T., Li, Y., He, X., Wang, R., Xu, J. y Gao, G. (2019, diciembre 15). The accumulation of microplastics in fish from an important fish farm and mariculture area, Haizhou Bay, China. *Science of The Total Environment*, 696, 133-948.

- Fernández, A. (2020). *Tipos de fondos marinos que existen*. Aquarium Costa de Almería. Recuperado de <https://www.aquariumcostadealmeria.com › fondos-marinos>.
- Foley, C.J., Feiner, Z.S., Malinich, T.D., y Höök, T.O. (2018, agosto 1). A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of The Total Environment*, 631–632, 550-559.
- Gamba Arenas, A.J. (2019). *Tipos, abundancia y contribución de las ciudades costeras a la distribución en sistemas de surgencia en las aguas superficiales costeras del Pacífico Sur del norte de Chile*. [Trabajo de grado para otorgar el título de Ecólogo]. Pontificia Universidad Javeriana Colombia.
- Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K.A., Sierra-Labastidas, T., Patiño, A., Blandón, L.M. y Espinosa Díaz, L.F. (2020, mayo). Prevalence of microplastic contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in Cispata, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111-085.
- García-Chamero, A., Alonso Hernández, C.M. y Chamero Lago, D. (2020). Primera evidencia de microplásticos en la bahía de Cienfuegos. Cuba. *Ecosistemas*, 29(3), 2085.
- Gómez Catalán, J., Timoner Alonso, I., Castell Garralda, V., Salas-Salvadó, J., Sanchís Almenar, V. y Nadal Lomas, M. (2019). *Microplásticos y nanoplásticos en la cadena alimentaria. Situación actual*. Barcelona: Agencia Catalana de Seguridad Alimentaria (ACSA). Recuperado de https://acsa.gencat.cat/web/.content/_Publicacions/Informes-tecnics/comite_cientific_assessor/publis/nanoplastics/informeCCA-micro_nanoplasticos_ES051119ac-003.pdf
- Gómez, F., Valenzuela, A. y Acosta, J.C. (2019). Registration of micro- and meso-plastics in the digestive tract of the vulnerable species *Olivaichthys cuyanus* (Siluriformes: Diplomystidae), in Los Patos Mountain River, San Juan, Argentina. *Multequina*, 28(1), 21-28.
- Greenpeace, D. C. (2016, agosto 25). *Plásticos en el pescado y el marisco*. Greenpeace. Recuperado de http://archivo-es.greenpeace.org/espana/Global/espana/2016/report/plasticos/Plasticos_en_el_pescado_y_el_mariscoLR.pdf

- Greenpeace. (2019). Estudio sobre el impacto de la comunicación por microplásticos en peces de México. *Greenpeace*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Laboratorio de Biodiversidad y Conservación Arrecifal, UNAM e Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, México. Recuperado de <https://storage.googleapis.com/planet4-mexico-stateless/2019/10/01f918b5-estudio-sobre-el-impacto-de-la-contaminacion-por-microplasticos-en-peces-de-mexico.pdf>
- Guilhermino, L., Martins, A., Lopes, C., Raimundo, J., Vieira, L.R., Barboza, L.G.A., Costa, J., Antunes, C., Caetano, M. y Vale, C. (2021, diciembre 21). Microplastics in fishes from an estuary (Minho River) ending into the NE Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113-008.
- Gündoğdu, S., Cem, C. y Temiz Ataş, N. (2020, junio). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tracts of some edible fish species along the Turkish coast. *Turkish Journal of Zoology*, 44(4), 312-323.
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A. y Cole, G. (2018). *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products*. London: eunomia, ICF, Environment of the European Commission. Recuperado de https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/microplastics_final_report_v5_full.pdf
- Harris, P. T. (2020, septiembre). The fate of microplastic in marine sedimentary environments: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111-398.
- Hasegawa, T. y Nakaoka, M. (2021, marzo 15). Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column. *Environmental Pollution*, 273, 116-468.
- Hernández Abad, V.J., Graue Wiechers, E., García Méndez, M., Lomelí Vanegas, L., Álvarez-Icaza Longoria, L.A., Mora Guevara, J.L.A., Ávila Aranda, P.D., Gómez Gutiérrez, Y.L., Aguilar Tamayo, R.A., Huerta López, L.A., Sánchez Castañeda, A., González Velázquez, M.S., Vital Díaz, D.A., Rangel Corona, R., Lee Alardín, W.H., Espinosa Organista, D.N., Beltrán Álvarez, R., Rosas Gómez, R.A., Martínez Cristo, N. y Saldaña Castillo, J.J. (2019). *Glosario*. La Facultad de Estudios Superiores Zaragoza UNAM. Recuperado de https://www.zaragoza.unam.mx/wp-content/Portal2015/FinalPublicarGUIAAVESCAMPUS2_29Mar17/actividades/GLOSARIO2.1.pdf y <https://www.zaragoza.unam.mx/>
- Hirt, N. y Body-Malapel, M. (2020, noviembre 12). Immunotoxicity and intestinal effects of nano- and microplastics: a review of the literature. *Particle and Fibre Toxicology*. (57), 17.
- Holden, M.J. y Raitt, D.F.S. (1975, agosto 23). *Manual de ciencia pesquera Parte 2 - Métodos para Investigar los Recursos y su Aplicación*. FAO. Recuperado de: <http://www.fao.org/3/f0752s/F0752S00.htm#toc>

- Horton, A.A., Jürgens, M.D., Lahive, E., van Bodegom, P.M., Vijver, A. y Vijver, M.G. (2018, mayo). The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK. *Environmental Pollution*, 236, 188-194.
- Huang, Y., Xiao, X., Effiong, K., Xu, C., Su, Z., Hu, J., Jiao, S. y Holmer, M. (2021, abril 20). New Insights into the Microplastic Enrichment in the Blue Carbon Ecosystem: Evidence from Seagrass Meadows and Mangrove Forests in Coastal South China Sea. *Environmental Science and Technology*, 55(8), 4804-4812.
- Hudson, P. F. (1997). *Flooding and Management of Large Fluvial Lowlands: A Global Environmental Perspective*. New York: Cambridge University Press.
- Iannacone, J., Principe, F., Minaya, D., Panduro, G., Carhuapoma, M. y Alvarino, L. (2021). Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Scielo Perú (Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú)*, 32(2), 1609-9117.
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J. y Shi, H. (2017, febrero). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution*, 221, 141-149.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. y Lavender Law, K. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
- Jensen, L.H., Motti, C.A., Garm, A.L., Tonin, H. y Kroon, F.J. (2019, junio 21). Sources, distribution and fate of microfibers on the Great Barrier Reef, Australia. *Scientific Reports*, 9, 9021. Recuperado de <https://www.nature.com/articles/s41598-019-45340-7.pdf>
- Kannan K y K. Vimalkumar. 2021. A Review of Human Exposure to Microplastics and Insights into microplastics as obesogens. *Front Endocrinol* 12:724989. doi:10.3389/fendo.2021.724989.
- Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K. y Hinata, H. (2019, enero). Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environmental Pollution*, 244, 958-965.
- Klangnurak, W. y Chunniyom, S. (2020, mayo 21). Screening for microplastics in marine fish of Thailand: the accumulation of microplastics in the gastrointestinal tract of different foraging preferences. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 27161–27168.
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L. y van Franeker, J.A. (2015). Deleterious Effects of Litter on Marine Life. In Springer Open, *Marine Anthropogenic Litter* (pp.75-116). New York, London: Melanie Bergman, Lars Gutow y Michael Klages.
- Larena, A. (2017, abril 26). *Residuos de plástico afectan la reproducción de plancton durante generaciones*. EFE: Verde. Recuperado de <https://efeverde.com/residuos-plastico-afectan-la-reproduccion-plancton-generaciones/>

- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K. y Shi, H. (2017, diciembre). Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, 207, 190-195.
- Ling Lam, T.W., Fok, L., Lin, L., Xie, Q., Xiang-Li, H., Xu, X.R. y Chun Yeung, L. (2020, septiembre). Spatial variation of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111-383.
- Lira Gómez, C.F. (2019). *Zona nerítica: características, flora, fauna*. Lifeder. Recuperado de <https://www.lifeder.com/zona-neritica/>
- Lönnstedt, O.M. y Eklöv, P. (2016). Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science*, 352(6290), 1213 - 1216.
- López-Ortiz, R. 2009. The Diet of Masked, Brown and Red-Footed Boobies (Sulidae: Pelecaniformes) in the Mona Passage, Puerto Rico. Ph. D. Thesis. Oceanography, University of Puerto Rico, Mayagüez.
- Lusher, A., Hollman, P. y Mendoza-Hill, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado de <https://www.fao.org/3/i7677e/i7677e.pdf>
- Lusher, A.L., McHugh, M. y Thompson, R.C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 94-99.
- Maghsodian, Z., Sanati, A.M., Ramavandi, B., Ghasemi, A. y Sorial, G.A. (2021, febrero). Microplastics accumulation in sediments and *Periophthalmus waltoni* fish, mangrove forests in southern Iran. *Chemosphere*, 264, 128-543.
- Martellini, T., Guerranti, C., Scopetani, C., Ugolini, A., Chelazzi, D. y Cincinelli, A. (2018, diciembre). A snapshot of microplastics in the coastal areas of the Mediterranean Sea. *Trends in Analytical Chemistry*, 109, 173-179.
- Mazariegos Ortiz, C.H., Xajil-Sabán, M., Blanda, E. y Delvalle-Borrero, D. (2021). Ocurrencia de microplásticos en el tracto digestivo de peces de la Reserva Natural de Usos Múltiples Monterrico, Guatemala. *Ecosistemas*, 30(2), 2188.
- Mazurais, D., Ernande, B., Quazuguel, P., Severe, A., Huelvan, C., Madec, L., Mouchel, O., Soudant, P., Robbens, J., Huvet, A. y Zambonino-Infante, J. (2015). Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Marine Environmental Research*, 112, 78-85.
- McInturf, A. (2021, febrero 21). *Hundreds of Fish Species, Including Many That Humans Eat, are Consuming Plastic*. The Inertia. Recuperado de <https://www.theinertia.com/environment/hundreds-of-fish-species-including-many-that-humans-eat-are-consuming-plastic/>

- Mendoza Zambrano, M.J. y Mendoza Giler, K.T. (2020). *Presencia de microplásticos en peces pelágicos de mayor comercialización, en el mercado de "Playita Mía" de la ciudad de Manta*. Ciudad de Manta: Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel. Recuperado de <https://repositorio.espam.edu.ec/bitstream/42000/1327/1/TTMA08D.pdf>
- Miller, M.E., Hamann, M. y Kroon, F.J. (2020, octubre16). Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. *Plos one*, 15(10).
- Moore, C. J. (2008, octubre). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131-139.
- Moser, M.L. y Lee, D.S. (1992). A Fourteen-Year Survey of Plastic Ingestion by Western North Atlantic Seabirds. *JSTOR, Waterbird Society*. 15(1), 83-94.
- Murray, F. y Cowie, P.R. (2011, junio). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207-17.
- Naidoo, T., Serchen, Thompson, R.C. y Rajkaran, A. (2019, febrero). Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. *Environmental Pollution*, 257, 113-635.
- Napper, I.E., y Thompson, R.C. (2020). Plastics debris in the marine environment: History and Future Challenges. In P.F. *Challenge, Global Challenge* (pp. 107-115). Germany: Rachid Dris, Seema Agarwal, Christian Laforsch.
- Nelms, S.E., Barnett, J., Brownlow, A., Davison, N.J., Deaville, R., Galloway, T.S., Lindeque, P.K., Santillo, D. y Godley, B.J. (2019, enero 31). Microplastic in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? *Scientific Reports*, 9(1075), 1-8.
- Neves, D., Sobral, P., Lia Ferreira, J. y Pereira, T. (2015, diciembre 15). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 119-126.
- Núñez, M. (2020, febrero 21). *Los microplásticos tóxicos contaminan el mar y se cuelean en los alimentos*. Cuerpamente. Recuperado de https://www.cuerpamente.com/ecologia/medio-ambiente/microplasticos-contaminan-mar-llegan-nuestros-alimentos_1604
- Ocasio-Malavé, C. (2016). *Preliminary Assessment of Microplastic Pollution in the Surface Waters of the San Juan Bay Estuary, Puerto Rico*. [Tesis en Maestría en Ciencias Ambientales]. Universidad Interamericana de Puerto Rico (Recinto de San Germán).
- ONU (Organización de las Naciones Unidas). (2018, junio 5). *O nos divorciamos del plástico, o nos olvidamos del planeta*. Naciones Unidas: Recuperado de <https://news.un.org/es/story/2018/06/1435111>

- Orona-Návar, C., García-Morales, R., Loge, F.J., Mahlknecht, J., Aguilar-Hernández, I. y Ornelas-Soto, N. (2022, mayo 1). Microplastics in Latin America and the Caribbean: A review on current status and perspectives. *Journal of Environmental Management*, 309, 114-698.
- Ory, N.C., Lehmann, A., Javidpour, J., Stöhr, R., Walls, G.L. y Clemmesen, C. (2020, septiembre20). Factors influencing the spatial and temporal distribution of microplastics at the sea surface – A year-long monitoring case study from the urban Kiel Fjord, southwest Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, 736, 139-493.
- Ory, N.C., Sobral, P., Ferreira, J.L. y Thiel, M. (2017). Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Science of The Total Environment*, 586, 430-437.
- Pabortsava, K. y Lampitt, R.S. (2020, agosto18). High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. *Nature Communication*, 11, 4073.
- Parker, B., Andreou, D., Green, I.D. y Britton, R. (2020). Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries*, 22(3), 467–488.
- Pérez-Alvelo, K.M., Llegus, E.M., Forestier-Babilonia, J.M., Elías-Arroyo, C.V., Pagán-Malavé, K.N., Bird-Rivera, G.J. y Rodríguez-Sierra, C.J. (2021, marzo). Microplastic pollution on sandy beaches of Puerto Rico. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 112-010.
- Phillips, M.B. y Bonner, T.H. (2015, noviembre 15). Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), 264-269.
- Pica, J., Arndt, D., Hausman, S., Kihn, E. y Youngman, M. (2018). *Preliminary Rainfall Data*. National Centers for Environmental Information.
- Piñon-Colin, T.D.J., Rodríguez-Jiménez, R., Rogel-Hernández, E., Álvarez-Andrade, A. y Toyohiko-Wakida, F. (2020, febrero 20). Microplastics in stormwater runoff in a semiarid region, Tijuana, Mexico. *Science of The Total Environment*, 704, 135-411.
- Pohl, F., Eggenhuisen, J.T., Kane, I.A. y Clare, M.A. (2020). Transport and Burial of Microplastics in Deep-Marine Sediments by Turbidity Currents. *Environmental Science and Technology*, 54, 4180-4189.
- Prestholdt, T.E. y Kemp, L. (2020, agosto). The effects of anthropogenic marine debris on the behavior of the purple shore crab, *Hemigrapsus nudus*. *Journal of Sea Research*, 163, 101-916.
- Quiñones, L. (2019, julio, 31). Los microplásticos en el pescado los mariscos, ¿debemos preocuparnos? *Naciones Unidas*. Recuperado de <https://news.un.org/es/story/2019/07/1460041>

- Quiñones, F. y Torres, S. (2012). *El Clima de Puerto Rico*. Recursos agua de Puerto Rico. Recuperado de https://www.recursosaguapuertorico.com/Clima_PR_for_Web_Page_2005_rev_Jan2012.pdf
- Rahmawati, N.H.F. y Patria, M.P. (2019). Microplastics Dissemination from Fish Mugil dussumieri and Mangrove Water of Muara Teluknaga, Tangerang, Banten. *IOP Science*, 1282(6-7), 012-104.
- Ramos, J.A.A., Barletta, M. y Costa, M.F. (2012). Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology*, 17, 29-34.
- Ramírez Colón, C.I. y Soto Santiago, F.J. (2017). Taller internacional sobre evaluación de microplásticos en recursos pesqueros: ¡Puerto Rico presente! *Revista Ambiental Marejada*, 15(1).
- Recytrans. (2019). *Microplásticos en el Océano*. Recytrans Soluciones Globales para el Reciclaje. Recuperado de: <https://www.recytrans.com/blog/microplasticos-en-el-oceano/>
- Revell, L.E., Kuma, P., Le Ru, E.C., Somerville, W.R.C. y Gaw, S. (2021, octubre 20). Direct radiative effects of airborne microplastics. *Nature*, 598, 462-467.
- Reyes-Bonilla, H., Alvarez-Filip, L., Rivera Garibay, O., Pérez España, H., Santillo, D., Olivera-Bonilla, A., Pérez-Cervantes, E. y Rivas-Soto, M. (2019). Estudio sobre el impacto de la contaminación por microplásticos en peces de México. *Technical Report*, 8-56.
- Reyes Noa, D. (2019, junio). *Presencia de microplásticos en el tracto digestivo de peces en la bahía de cienfuegos – Cuba*. [Diploma Tesis], Repositorio de la Universidad Central “Marta Abreu” de las Villas.
- Robertson, D.R. y Van Tassell, J. (2019). *FISHES: Greater Caribbean A Guide to the shorefishes of the caribbean & adjacent areas*. Smithsonian Tropical Research Institution. Balboa, Panamá. Recuperado de <https://biogeodb.stri.si.edu/caribbean/en/pages>
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T. y Teh, S.J. (2013, noviembre 21). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3263(3).
- Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.C., Werorilangi, S. y Teh, S.J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*.
- Rodríguez Maldonado, J.E. (2020). *La gestión logística y la calidad del servicio de distribución de productos plásticos de la empresa utilidades domésticas lima S.A.C de la provincia constitucional del callao – Perú*. [Tesis en Licenciatura], Repositorio de la Universidad Privada del Norte.

- Rodríguez-Díaz, L., Gómez-Gesteira, J.L., Costoya, X., Gómez-Gesteira, M. y Gago, J. (2020). The Bay of Biscay as a trapping zone for exogenous plastics of different sizes. *Journal of Sea Research*, 163, 101-929.
- Rodríguez-Sierra, C.M., Antón-Pardo, M., Quintana, X.D. y Armengol, X. (2020). Ingesta de microplásticos por el pez exótico *Gambusia holbrooki* en dos lagunas costeras mediterráneas. *Ecosistemas*, 29(3), 2097.
- Rojo-Nieto, E. y Montoto, T. (2017). Basuras marinas, plásticos y microplásticos orígenes, impactos y consecuencias de una amenaza global. *Ecologistas en acción*. Recuperado de <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/basuras-marinas-plasticos-microplasticos.aspx>
- Roy, P.K., Hakkarainen, M., Varma, I.K. y Albertsson, AC. (2011). Degradable Polyethylene: Fantasy or Reality. *Environmental Science and Technology*, 45(10), 4217-4227.
- Rummel, C.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, EM., Janke, M. y Gerdtts, G. (2016, enero 15). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 134-141.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A. y Moloney, C.L. (2009, julio 27). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 364(1526), 1999-2012.
- Sánchez Hernández, L.J. (2018). *Evaluación de la presencia de microplásticos en peces comerciales, agua y sedimento del estuario de Tecolutla, Veracruz*. [Tesis en Maestra en Ciencias (Energía y Medio Ambiente)]. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.
- Sánchez-Vidal, A., Canals, M., de Haan, W.P., Romero, J. y Veny, M. (2021, enero 14). Seagrasses provide a novel ecosystem service by trapping marine plastics. *Scientific Reports*, 11(254).
- Sang, W., Chen, Z., Mei, L., Hao, S., Zhan, C., bin Zhang, W., Li, M. y Liu, J. (2021, febrero 10). The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 755, 142-606.
- Sarijan, S., Azman, S., Mohd-Said, M.I. y Hisyam-Lee, M. (2019, septiembre). Ingestion of Microplastics by Commercial Fish in Skudai River, Malaysia. *Environment Asia*, 12(3), 75-84.
- Schmidt Koch, B. y Manley Barber, M. (2019). Basuras marinas; impacto, actualidad y las acciones para mitigar sus consecuencias. *Revista Marina*, (968), 30-39.
- Setälä, O., Norkko, J. y Lehtiniemi, M. (2016, enero 15). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 95-101.

- Shaw, D.G. y Day, R.H. (1994, enero). Colour and form dependent loss of plastic microdebris from the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28(1), 39-43.
- Sheng Huang, J., Koongolla, J.B., Li, HX., Lin, L., Pan, YF., Liu, S., He, WH., Maharana, D. y Xu, XR. (2020, marzo 15). Microplastic accumulation in fish from Zhanjiang mangrove wetland, South China. *Science of The Total Environment*, 708, 134-839.
- Shi, W., Han, Y., Sun, S., Tang, Y., Zhou, W., Du, X. y Liu, G. (2020, septiembre 5). Immunotoxicities of microplastics and sertraline, alone and in combination, to a bivalve species: size-dependent interaction and potential toxication mechanism. *Journal of Hazardous Materials*, 396, 122-603.
- Soca, R. (2021, marzo 8). *Etimología - El origen de la palabra: Plástico*. El Castellano.org. Recuperado de <https://www.elcastellano.org/palabra/pl%C3%A1stico>
- Sokal, R.R. y Rohlf, F.J. (2013, abril). *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. Nueva York: Peter Marshall. Recuperado de
- Souza, T., Pegado, S., Schmid, K., Winemiller, O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L. y Giarrizzo, T. (2018, agosto). First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 814-821.
- Swenson, W.A. y Smith, L.L. (1973, septiembre). Gastric Digestion, Food Consumption, Feeding Periodicity, and Food Conversion Efficiency in Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 30(9), 73-213.
- Tahir, A., Soeprapto, DA., Sari, K., Wicaksono, EA. y Werorilangi, S. (2020). Microplastic assessment in Seagrass ecosystem at Kodingareng Lompo Island of Makassar City. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 564, 012-032.
- Talbot, R. y Chang, H. (2022, enero 1). Microplastics in Freshwater: A Global Review of Factors Affecting Spatial and Temporal Variations. *Environmental Pollution*, 292(14), 118-393.
- Tang, Y., Rong, J., Guan, X., Zha, S., Shi, W., Han, Y., Du, X., Wu, F., Huang, W. y Liu, G. (2020, marzo). Immunotoxicity of microplastics and two persistent organic pollutants alone or in combination to a bivalve species. *Environmental Pollution*, 258, 113-845.
- Thomas, K. V. (2014, diciembre). Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects. *NIVA, Akvaplan niva*, 6754-2014.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. y Russell, A.E. (2004). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131-139.

- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. y Russell, A.E. (2004, mayo 7). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838.
- Tibbetts, J., Krause, S., Lynch, I. y Sambrook Smith, G.H. (2018). Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. *Water*, 10(11), 1597.
- Tintoré Pujol-Soliano, B. (2016). *Abundancia y distribución de microplásticos y posibles impactos sobre el rorqual común (Balaenoptera physalus) en las costas del Garraf*. [Grado en Biología]. Universidad Facultad de Ciencias y Tecnologías.
- Tseitlin, V. B. (1980, mayo 31). Duration of Gastric Digestion in Fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 2(4), 277-280.
- Ushijima, T., Tanaka, S., Suzuki, Y., Yukioka, S., Wang, M., Nabetani, Y., Fujii, S. y Takada, H. (2018). Occurrence of Microplastics in Digestive Tracts of Fish with Different Modes of Ingestion in Japanese Bays and Lake Biwa. *Journal of Japan Society on Water Environment*, 41(4), 107-113.
- Uurasjärvi, E., Pääkkönen, M., Setälä, O., Koistinen, A. y Lehtiniemi, M. (2021, enero 1). Microplastics accumulate to thin layers in the stratified Baltic Sea. *Environmental Pollution*, 268, 115-700.
- Valdivielso, A. (2021). *¿Qué es el agua salada?* Iagua. Recuperado de: <https://www.iagua.es/respuestas/que-es-agua-salobre>
- Vásquez-Molano, D., Molina, A. y Duque, G. (2021). Distribución espacial y aumento a través del tiempo de microplásticos en sedimentos de la Bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), 27-42.
- Vega-Moreno, D., Abaroa-Pérez, B., Rein-Loring, P.D., Presas-Navarro, C., Fraile-Nuez, E. y Machín, F. (2021, septiembre 20). Distribution and transport of microplastics in the upper 1150 m of the water column at the Eastern North Atlantic Subtropical Gyre, Canary Islands, Spain. *Science of the Total Environment*, 788, 147-802.
- Vendel, A.L., Bessa, F., Alves, V.E.N., Amorin, A.L.A., Patrício, J. y Palma, A.R.T. (2017, abril 15). Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1-2), 448-455.

- Waldschläger, K. y Schüttrumpf, H. (2020, abril 24). Erosion Behaviour of Different Microplastic Particles. In *Proceedings of the 2nd International Conference on Microplastic Pollution in the Mediterranean Sea*, (pp. 319–325). Springer Water.
- Walkinshaw, C., Lindeque, P.K., Thompson, R., Tolhurst, T. y Cole, M. (2020, diciembre). Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110-066.
- Walkinshaw, C. (2023, marzo 24). *Plastic fibres stunt growth in mussels by more than a third – here's why this is a concern*. The Conversation. Recuperado de <https://theconversation.com/plastic-fibres-stunt-growth-in-mussels-by-more-than-a-third-heres-why-this-is-a-concern-201985>
- Welden, N.A. y Lusher, A. (2017, abril). Impacts of Changing Ocean Circulation on the Distribution of Marine Microplastic Litter. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3), 483–487.
- Werner, J.P., Divine, D.V., Charpentier Ljungqvist, F., Nilsen, T. y Francus, P. (2018). Spatio-temporal variability of Arctic summer temperatures over the past 2 millennia. *EGU (European Geoscience Union)*, 14(4), 527–557.
- Wright, S.L. y Kelly, F.J. (2017, mayo 22). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environment and Health, Analytical and Environmental Sciences*, 51(12), 6634–6647.
- Wu, F., Pennings, S.C., Tong, C. y Xu, Y. (2020, enero 10). Variation in microplastics composition at small spatial and temporal scales in a tidal flat of the Yangtze Estuary, China. *Science of The Total Environment*, 699, 134-252.
- Zhang^a, C., Wang, S., Pan, Z., Sun, D., Xie, S., Zhou, A., Wang, J. y Zou, J. (2020, diciembre). Occurrence and distribution of microplastics in commercial fishes from estuarine areas of Guangdong, South China. *Chemosphere*, 260, 127-656.
- Zhang^b, L., Xie, Y., Zhong, S., Liu, J., Qin, Y. y Gao, P. (2020, febrero 10). Microplastics in freshwater and wild fishes from Lijiang River in Guangxi, Southwest China. *Science of The Total Environment*, 755(1), 142-428.

TABLAS

Tabla 1. Estadísticas descriptivas de los colores de las PMP detectadas en los 21 CG muestreados.

Colores	Negro	Rojo	Azul	Gris	Verde
Promedio	1.24	0.24	0.048	0.048	0.048
Error estándar	0.19	0.12	0.048	0.048	0.048
Desviación estándar	0.89	0.54	0.22	0.22	0.22
Varianza	0.79	0.29	0.048	0.048	0.048
Rango	3	2	1	1	1
Mínimo	0	0	0	0	0
Máximo	3	2	1	1	1
Suma	26	5	1	1	1
Cuenta	21	21	21	21	21
Porcentaje	76%	15%	3%	3%	3%

Tabla 2. Diferencias entre el promedio de los colores de las PMP detectadas en el CG en base a la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significativas en negrillas).

	Negro	Rojo	Azul	Gris	Verde
Negro		3.62⁻⁰⁵	3.93⁻⁰⁷	3.93⁻⁰⁷	3.93⁻⁰⁷
Rojo	69		0.1584	0.1584	0.1584
Azul	39	188.5		0.9728	0.9728
Gris	39	188.5	220.5		0.9728
Verde	39	188.5	220.5	220.5	

Tabla 3. Estadísticas descriptivas de los colores de las PMP detectados en los 45 TG con PMP.

Colores	Negro	Azul	Rojo	Gris
Promedio	0.64	0.27	0.25	0.12
Error estándar	0.11	0.068	0.072	0.052
Desviación estándar	0.77	0.49	0.52	0.39
Varianza	0.59	0.24	0.27	0.14
Rango	3	3	2	1
Mínimo	0	0	0	0
Máximo	3	3	2	1
Suma	33	14	13	6
Porcentaje	41%	18%	16%	8%

Colores	Transparente	Blanco	Marrón
Promedio	0.096	0.096	0.077
Error estándar	0.050	0.057	0.037
Desviación estándar	0.36	0.41	0.27
Varianza	0.13	0.17	0.072
Rango	2	2	1
Mínimo	0	0	0
Máximo	2	2	1
Suma	5	5	4
Porcentaje	6%	6%	5%

Tabla 4. Diferencia entre el promedio de los colores de las PMP detectadas en el TG a base a la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Negro	Azul	Rojo	Gris	Transparente	Blanco	Marrón
Negro		0.00532	0.002268	9.67⁻⁰⁶	3.26⁻⁰⁶	1.871⁻⁰⁶	1.77⁻⁰⁶
Azul	709		0.6982	0.04145	0.01901	0.009656	0.0153
Rojo	683	975		0.1035	0.05254	0.02794	0.04456
Gris	557	837	878		0.7387	0.5025	0.7095
Transparente	538	815	857	991		0.7347	0.9804
Blanco	531	799	841	971	993		0.7544
Marrón	526	808	851	988	1011	994	

Tabla 5. Diferencia entre las frecuencias de colores de las PMP encontradas en el CG entre las especies a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Negro	Rojo	Azul	Gris	Verde
Negro		3.62⁻⁰⁵	3.93⁻⁰⁷	3.93⁻⁰⁷	3.93⁻⁰⁷
Rojo	69		0.16	0.16	0.16
Azul	39	188.5		0.97	0.97
Gris	39	188.5	220.5		0.97
Verde	39	188.5	220.5	220.5	

Tabla 6. Diferencia entre las frecuencias de colores de las PMP encontradas en el TG entre las especies a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Negro	Azul	Rojo	Gris	Transparente	Blanco	Marrón
Negro		0.0053	0.0023	9.67⁻⁰⁶	3.26⁻⁰⁶	1.87⁻⁰⁶	1.77⁻⁰⁶
Azul	709		0.70	0.042	0.019	0.0097	0.015
Rojo	683	975		0.104	0.053	0.028	0.045
Gris	557	836.5	878		0.739	0.503	0.710
Transparente	538	814.5	856.5	990.5		0.735	0.980
Blanco	531	799	840.5	971	992.5		0.754
Marrón	526	808	851	988	1010.5	994	

Tabla 7. Estadísticas descriptivas entre los pesos de los SG según la cantidad de PMP encontrados en CG.

	0 PMP	1 PMP	2 PMP	3 PMP	4 PMP
Promedio	36.4g	57.2g	66.4g	76.5g	80.5g
Error estándar	6.23	15.4	33.9	18.5	60.5
Desviación estándar	39.4	55.3	67.8	26.2	85.6
Varianza	1551.1	3063.0	4591.4	684.5	7320.5
Rango	148	146	152	37	121
Mínimo	7	8	8	58	20
Máximo	155	154	160	95	141
Suma	1454.5	744.0	265.6	153	161
Cuenta	40	13	4	2	2

Tabla 8. Estadísticas descriptivas entre los pesos de los SG según la cantidad de PMP encontrados en TG.

	0 PMP	1 PMP	2 PMP	3 PMP	4 PMP
Promedio	38.4g	41.9g	68.8g	45.3g	33.3g
Error estándar	8.33	11.08	16.4	27.4	19.3
Desviación estándar	41.7	45.7	56.9	54.7	33.5
Varianza	1736.0	2086.0	3232.6	2991.1	1122.3
Rango	147	153	144	118.5	59
Mínimo	8	7	10	8	13
Máximo	155	160	154	126.5	72
Suma	959.2	712.1	825.8	181.1	100
Cuenta	25	17	12	4	3

Tabla 9. Comparación entre el largo promedio del SG, según la cantidad de PMP encontradas en los CG.

Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza
0 PMP	40	493.4	12.3	21.1
1 PMP	13	160.3	12.3	45.5
2 PMP	4	55.6	13.9	22.8
3 PMP	2	31.2	15.6	52.0
4 PMP	2	31	15.5	40.5

Tabla 10. Comparación entre el largo del SG según la cantidad de PMP encontrados en los TG.

Grupos	N	Promedio	Varianza
0 PMP	25	11.5	21.9
1 PMP	17	12.9	35.3
2 PMP	12	14.1	25.1
3 PMP	4	15.0	23.6
4 PMP	3	12.5	28

Tabla 11. Determinación de etapa gonadal por microscopía y su relación con la cantidad de PMP en CG y TG entre las hembras (H) y machos (M).

ID #	Especie	Sexo	Etap	PMP en CG	PMP en TG
3	<i>E. guttatus</i>	H	1		1
12	<i>C. calamus</i>	H	2		0
6	<i>L. synagris</i>	H	3		0
9	<i>L. synagris</i>	H	3		0
16	<i>L. synagris</i>	H	3		0
1	<i>O. chrysurus</i>	H	5		4
13	<i>O. chrysurus</i>	M	1		0
5	<i>O. chrysurus</i>	M	2		1
10	<i>L. synagris</i>	M	2		1
14	<i>L. synagris</i>	M	2		0
15	<i>O. chrysurus</i>	M	2		1
17	<i>O. chrysurus</i>	M	2	0	2
19	<i>M. plumieri</i>	M	2	0	1
20	<i>L. analis</i>	M	2	0	0
18	<i>C. crysos</i>	M	2	2	3
7	<i>L. synagris</i>	M	3		0
8	<i>L. synagris</i>	M	3		1

Tabla 12. Submuestra y estadísticas asociadas, de las medidas de longitud (μm) de las PMP, por sexo y etapa gonadal, según observado por microscopía.

#ID	Especie	En CG de machos en etapa 2	En TG de hembras en etapa 2	En TG de machos en etapa 2	En TG de machos en etapa 5
18	<i>C. crysos</i>	1.77		6.40	
18	<i>C. crysos</i>	2.35		5.10	
18	<i>C. crysos</i>			9.70	
19	<i>M. plumieri</i>		7.30		
17	<i>O. chrysurus</i>				5.60
17	<i>O. chrysurus</i>				3.70
	Promedio	2.06	7.30	7.07	4.65
	Error estándar	0.29	0.00	1.37	0.95

Tabla 13. Morfometría y cantidades de las PMP detectadas en los CG y TG por especies. Pesos (P), longitud total (LT), longitud de horquilla (LH).

#ID	Especie	P (g)	LT	LH	PMP CG	PMP TG
1	<i>O. chrysurus</i>	272	318	258		4
2	<i>H. plumierii</i>	264	251	225		2
3	<i>E. guttatus</i>	142	210	N/A		1
4	<i>H. rufus</i>	109	244	190		1
5	<i>O. chrysurus</i>	668	413	345		1
6	<i>L. synagris</i>	102	192	180		0
7	<i>L. synagris</i>	120	194	182		0
8	<i>L. synagris</i>	110	189	176		1
9	<i>L. synagris</i>	100	190	179		0
10	<i>L. synagris</i>	178	220	210		1
11	<i>M. niger</i>	551	292	273		3
12	<i>C. calamus</i>	603	305	280		0
13	<i>O. chrysurus</i>	149	245	200		0
14	<i>L. synagris</i>	220	246	228		0
15	<i>O. chrysurus</i>	573	386	321		1
16	<i>L. synagris</i>	175	233	216		0
17	<i>O. chrysurus</i>	409	375	313	0	2
18	<i>C. crysos</i>	123	234	196	2	3
19	<i>M. plumieri</i>	182	348	291	0	1
20	<i>L. analis</i>	1555	486	439	0	0
21	<i>O. chrysurus</i>	270	326	280	0	2
22	<i>L. maximus</i>	1354	394	356	0	0
23	<i>O. chrysurus</i>	326	378	305	1	0
24	<i>L. maximus</i>	2009	452	459	0	0
25	<i>O. chrysurus</i>	285	316	258	0	0
26	<i>O. chrysurus</i>	294	315	262	0	2
27	<i>L. maximus</i>	354	497	445	0	0
28	<i>O. chrysurus</i>	480	301	252	0	2
29	<i>L. maximus</i>	1642	432	383	0	0
30	<i>O. chrysurus</i>	300	335	267	0	0
31	<i>O. chrysurus</i>	1668	320	260	4	3

Tabla 14. Submuestra de SEAMAP para las comparaciones morfométricas y longitudes (L) de las PMP detectadas en los CG y TG por especies, pesos, longitud total (LT), longitud de horquilla (LH) de los peces.

Fuente	# ID	Especie	L (μm)	Peso (g)	LT	LH
CG	18	<i>C. crysos</i>	1.77	123	234	196
CG	18	<i>C. crysos</i>	2.35	123	234	196
CG	23	<i>O. chrysurus</i>	5.60	326	378	305
CG	31	<i>O. chrysurus</i>	4.90	1668	320	260
CG	31	<i>O. chrysurus</i>	2.00	1668	320	260
CG	31	<i>O. chrysurus</i>	1.70	1668	320	260
CG	31	<i>O. chrysurus</i>	2.70	1668	320	260
TG	17	<i>O. chrysurus</i>	5.60	409	375	313
TG	17	<i>O. chrysurus</i>	3.70	409	375	313
TG	18	<i>C. crysos</i>	6.40	123	234	196
TG	18	<i>C. crysos</i>	5.10	123	234	196
TG	18	<i>C. crysos</i>	9.70	123	234	196
TG	19	<i>M. plumieri</i>	7.30	182	348	291
TG	21	<i>O. chrysurus</i>	4.90	270	326	280
TG	21	<i>O. chrysurus</i>	4.80	270	326	280
TG	23	<i>O. chrysurus</i>	12.10	326	378	305
TG	26	<i>O. chrysurus</i>	0.95	294	315	262
TG	26	<i>O. chrysurus</i>	4.50	294	315	262
TG	28	<i>O. chrysurus</i>	6.40	480	301	252
TG	28	<i>O. chrysurus</i>	2.90	480	301	252
TG	31	<i>O. chrysurus</i>	12.00	1668	320	260
TG	31	<i>O. chrysurus</i>	9.90	1668	320	260
TG	31	<i>O. chrysurus</i>	7.20	1668	320	260

Tabla 15. Cantidad de PMP por zonas de precipitación fluvial con mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas

Este interior				Oeste interior			
#ID	Especie	PMP		#ID	Especie	PMP	
		CG	TG			CG	TG
				1	<i>O. chrysurus</i>		4
				2	<i>H. plumierii</i>		2
				3	<i>E. guttatus</i>		1
				4	<i>H. rufus</i>		1
				5	<i>O. chrysurus</i>		1
				6	<i>L. synagris</i>		0
				7	<i>L. synagris</i>		0
				8	<i>L. synagris</i>		1
				9	<i>L. synagris</i>		0
				10	<i>L. synagris</i>		1
				11	<i>M. niger</i>		3
				12	<i>C. calamus</i>		0
				13	<i>O. chrysurus</i>		0
				14	<i>L. synagris</i>		0
				15	<i>O. chrysurus</i>		1
				16	<i>L. synagris</i>		0
				17	<i>O. chrysurus</i>	0	2
				19	<i>C. crysos</i>	0	3
				20	<i>M. plumieri</i>	0	1
				32	<i>L. analis</i>	1	0
				33	<i>O. chrysurus</i>	1	2
				34	<i>L. maximus</i>	3	0
				35	<i>O. chrysurus</i>	1	0
				36	<i>L. maximus</i>	0	0
				37	<i>O. chrysurus</i>	0	0
				38	<i>O. chrysurus</i>	1	2
				39	<i>L. maximus</i>	0	0
				40	<i>O. chrysurus</i>	0	2
				41	<i>L. maximus</i>	0	0
				42	<i>O. chrysurus</i>	1	0
				43	<i>O. chrysurus</i>	2	3
				44	<i>E. saurus</i>	0	1
				45	<i>E. saurus</i>	3	0
				46	<i>E. saurus</i>	0	0
				47	<i>E. saurus</i>	0	0
				48	<i>E. saurus</i>	1	0
				49	<i>E. saurus</i>	0	3
				50	<i>L. synagris</i>	0	4
				51	<i>L. synagris</i>	1	1
				52	<i>L. synagris</i>	4	1
				53	<i>L. analis</i>	1	1
				54	<i>L. synagris</i>	2	0
				56	<i>L. synagris</i>	0	0
				55	<i>L. synagris</i>	0	1
				57	<i>L. synagris</i>	0	0
				58	<i>L. synagris</i>	0	3
				59	<i>L. synagris</i>	0	0
				60	<i>C. undecimalis</i>	0	1
				61	<i>C. undecimalis</i>	0	1
				62	<i>C. undecimalis</i>	1	0
				63	<i>C. undecimalis</i>	1	2
				64	<i>C. undecimalis</i>	0	2
				65	<i>C. undecimalis</i>	0	1
18	<i>C. crysos</i>	2	3	66	<i>C. undecimalis</i>	2	1
21	<i>O. chrysurus</i>	0	2	67	<i>C. undecimalis</i>	1	1
22	<i>L. maximus</i>	0	1	68	<i>C. undecimalis</i>	0	1
23	<i>O. chrysurus</i>	1	0	69	<i>C. undecimalis</i>	0	2
24	<i>L. maximus</i>	0	2	70	<i>C. undecimalis</i>	0	0
25	<i>O. chrysurus</i>	0	2	71	<i>L. synagris</i>	0	0
26	<i>O. chrysurus</i>	0	0	72	<i>C. undecimalis</i>	0	2
27	<i>L. maximus</i>	0	3	73	<i>L. synagris</i>	1	0
28	<i>O. chrysurus</i>	0	1	74	<i>C. undecimalis</i>	0	2
29	<i>L. maximus</i>	0	0	75	<i>C. undecimalis</i>	0	2
30	<i>O. chrysurus</i>	0	0	76	<i>C. undecimalis</i>	0	1
31	<i>O. chrysurus</i>	4	0	77	<i>C. undecimalis</i>	0	0

Tabla 16. Longitudes de las PMP (μm) en CG y TG por zona de precipitación fluvial con mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas.

Este interior				Oeste interior			
#ID CG	PMP CG	#ID TG	PMP TG	#ID CG	PMP CG	#ID TG	PMP TG
						1	1.40
						1	3.20
						1	3.40
						1	2.06
						2	3.25
						2	5.26
						3	4.60
						4	3.03
						5	2.53
						10	3.22
						11	4.02
						11	13.5
						11	10.13
						15	240
						17	5.60
						17	3.70
						19	7.30
						32	5.40
						37	7.30
						37	8.20
						37	6.50
						38	15.50
						38	4.70
						38	2.90
						38	3.50
						39	9.80
						40	4.50
						41	6.67
						44	9.10
						46	6.00
						46	9.00
						46	3.50
						48	9.40
						49	5.10
						51	6.70
						51	10.00
						52	3.70
						52	5.30
				18	1.67	53	3.30
				18	6.40	54	4.00
				18	1.90	55	5.20
				21	1.83	56	9.40
				21	2.30	57	12.50
				23	1.10	57	11.90
				26	2.60	60	9.10
				42	2.61	60	7.40
				43	3.90	62	8.10
				43	3.20	62	12.50
				45	5.60	63	11.00
				45	2.43	63	10.00
				45	2.60	64	10.30
				48	6.10	67	4.76
				51	6.50	67	6.90
				52	6.80	67	8.00
				52	2.60	67	4.40
				52	1.80	69	8.20
				52	1.50	71	6.80
				53	3.60	72	9.70
				54	2.50	72	7.47
				54	1.90	73	4.60
				62	2.20	74	7.60
				63	3.30	74	4.10
				66	6.70	74	10.00
				66	3.90	74	5.10
				67	5.00	76	14.00
				73	3.07	76	12.90
		18	6.40				
		18	5.10				
		18	9.70				
		21	4.90				
		21	4.80				
		23	12.10				
18	1.77	26	0.95				
18	2.35	26	4.50				
23	5.60	28	6.40				
31	4.90	28	2.90				
31	2.00	31	12.00				
31	1.70	31	9.90				
31	2.70	31	7.20				

Tabla 17. Correlación de Pearson (r/p) entre la cantidad de las PMP en CG y TG con la precipitación fluvial de mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas.

	LPM	LPN	LA	LNA	PN
PMP en TG	-0.031/0.79	-0.067/0.57	-0.090/0.44	-0.11/0.36	0.042/0.72
PMP en CG	0.23/0.072	-0.055/0.68	0.011/0.93	-0.020/0.88	0.202/0.12

Leyenda

LPM = Lluvia promedio del mes de la captura (mm)

LPN = Lluvia promedio normal (mm x años) del mes de la captura

LA = Lluvia acumulada (mm)

LNA = Lluvia normal acumulada (mm)

PN = Porcentaje Normal (%)

Tabla 18. Correlación de Pearson (r/p) entre la longitud (L) de las PMP en CG y TG con la precipitación fluvial de mayor influencia hidrológica en las zonas de pesca muestreadas.

	LPM	LPN	LA	LNA	PN
L en CG	0.28/0.22	0.33/0.14	0.37/0.097	0.39/0.084	0.029/0.90
L en TG	-0.18/0.29	0.17/0.33	0.12/0.48	0.12/0.49	-0.27/0.12

Levenda:

LPM = Lluvia promedio del mes de la captura (mm)

LPN = Lluvia promedio normal (mm/años) del mes de la captura

LA = Lluvia acumulada (mm)

Tabla 19. Estadísticas descriptivas por especies: total de peces examinados (N), peces con PMP y proporciones de peces con PMP, en los CG y TG.

Especie	Fuente	N	Peces con PMP	Proporción
<i>C. calamus</i>	TG	1	1	1.0
<i>C. crysos</i>	CG	1	1	1.0
	TG	1	1	1.0
<i>C. undecimalis</i>	CG	20	9	0.45
	TG	20	15	0.75
<i>E. saurus</i>	CG	6	6	1.0
	TG	6	2	0.33
<i>E. guttatus</i>	TG	1	1	1.0
<i>H. plumierii</i>	TG	1	1	1.0
<i>H. rufus</i>	TG	1	1	1.0
<i>L. maximus</i>	CG	4	0	0.0
	TG	4	0	0.0
<i>L. analis</i>	CG	2	0	0.0
	TG	2	1	0.5
<i>L. synagris</i>	CG	19	5	0.26
	TG	26	12	0.46
<i>M. plumieri</i>	CG	1	0	0.0
	TG	1	1	1.0
<i>M.s niger</i>	TG	1	1	1.0
<i>O. chrysurus</i>	CG	8	2	0.25
	TG	12	9	0.75

Tabla 20. Diferencia entre las proporciones de peces con PMP encontradas en el TG entre las especies a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	<i>C. calamus</i>	<i>C. crysos</i>	<i>C. undecimalis</i>	<i>E. saurus</i>	<i>E. guttatus</i>	<i>H. plumierii</i>	<i>H. rufus</i>	<i>L. maximus</i>	<i>L. analis</i>	<i>L. synagris</i>	<i>M. plumieri</i>	<i>M. niger</i>	<i>O. chrysurus</i>
<i>C. calamus</i>			0.14	0.75				1		0.41			0.18
<i>C. crysos</i>	0		0.65	0.39	1	1	1	0.13		0.34	1	1	0.72
<i>C. undecimalis</i>	2.5	7.5		0.071	0.65	0.65	0.65	0.0065	0.51	0.053	0.65	0.65	0.98
<i>E. saurus</i>	2	1	35		0.39	0.39	0.39	0.28	0.84	0.59	0.39	0.39	0.11
<i>E. guttatus</i>	0	1	7.5	1		1	1	0.13		0.34	1	1	0.72
<i>H. plumierii</i>	0	1	7.5	1	21		1	0.13		0.34	1	1	0.72
<i>H. rufus</i>	0	1	7.5	1	21	4.5		0.13		0.34	1	1	0.72
<i>L. maximus</i>	0	0	10	8	0	0	0		0.29	0.091	0.13	0.13	0.014
<i>L. analis</i>	0.5	0.5	15	5	0.5	0.5	0.5	2		0.96			0.56
<i>L. synagris</i>	7	6	185	68	6	6	6	28	25		0.34	0.34	0.10
<i>M. plumieri</i>	0	6	7.5	1	6	6	6	0	0.5	6		1	0.72
<i>M. niger</i>	0	6	7.5	1	6	6	6	0	0.5	6	111		0.72
<i>O. chrysurus</i>	1.5	4.5	120	21	4.5	4.5	4.5	6	9	111	4.5	4.5	

Tabla 21. Estadísticas descriptivas de las cantidades de PMP en los CG y TG por especies.

Especie	Fuentes	Cuenta	PMP	Promedio	Error estándar
<i>C. calamus</i>	TG	1	0	0	0
<i>C. crysos</i>	CG	1	2	2	0
	TG	1	3	3.00	0
<i>C. undecimalis</i>	CG	20	14	0.7	0.23
	TG	20	15	0.75	0.10
<i>E. saurus</i>	CG	6	6	1	0.45
	TG	6	2	0.33	0.21
<i>E. guttatus</i>	TG	1	1	1.00	0
<i>H. plumierii</i>	TG	1	1	1.00	0
<i>H. rufus</i>	TG	1	1	1.00	0
<i>L. maximus</i>	CG	4	0	0	0
	TG	4	0	0	0
<i>L. analis</i>	CG	2	0	0	0
	TG	2	1	0.5	0.5
<i>L. synagris</i>	CG	19	8	0.4	0.19
	TG	26	12	0.46	0.100
<i>M. plumieri</i>	CG	1	0	0	0
	TG	1	1	1.00	0
<i>M. niger</i>	TG	1	3	3.00	0
<i>O. chrysurus</i>	CG	8	5	0.6	0.50
	TG	12	9	0.75	0.13

Tabla 22. Estadísticas descriptivas de la longitud de las PMP (μm), en los CG y TG, por especies.

Especie	Fuentes	Cantidad	Promedio	Error estándar
<i>C. crysos</i>	CG	2	2.06	0.29
	TG	3	7.07	1.37
<i>C. undecimalis</i>	CG	14	3.89	0.53
	TG	24	7.80	0.59
<i>E. saurus</i>	CG	6	2.53	0.79
	TG	4	6.85	0.60
<i>E. guttatus</i>	TG	1	4.6	0
<i>H. plumierii</i>	TG	2	4.26	1.01
<i>H. rufus</i>	TG	1	3.03	0
<i>L. analis</i>	TG	1	6.67	0
<i>L. synagris</i>	CG	8	3.25	0.38
	TG	22	7.37	0.77
<i>M. plumieri</i>	TG	1	7.3	0
<i>M. niger</i>	TG	3	9.22	2.77
<i>O. chrysurus</i>	CG	5	3.38	0.79
	TG	18	5.00	0.80

Tabla 23. Estadísticas descriptivas en las cantidades de las PMP en los CG y TG en los desembarcos

Desembarcos	Fuente	Peces	PMP	Promedio	Error estándar
Pescadería Dockey	CG	38	27	0.71	0.16
	TG	38	39	1.03	0.18
Villa Pesquera Puerto Real	CG	8	1	0.13	0.13
	TG	8	10	1.25	0.49
Pescadería Kadmiel	CG	11	5	0.46	0.37
	TG	11	10	0.91	0.34
SEAMAP	CG	4	2	0.50	0.50
	TG	20	21	1.05	0.27

Tabla 24. Diferencia entre las longitudes promedios de las PMP encontradas en el TG entre los desembarcos a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Villa Pesquera Dockey	Puerto Real	Pescadería Kadmiel	SEAMAP
Pescadería Dockey		0.50	0.46	0.0033
Villa Pesquera Puerto Real	167.5		0.27	0.014
Pescadería Kadmiel	165	35		0.31
SEAMAP	219.5	46.5	80.5	

Tabla 25. Diferencia entre las proporciones de peces con PMP encontrados en el TG entre las distintas artes de pescas a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Arpón	Caña de pescar	Cordeles	Palangre
Arpón		0.014	0.045	0.011
Caña de pescar	14		0.27	0.51
Cordeles	38	385.5		0.14
Palangre	4	97	151	

Tabla 26. Diferencia entre el promedio de la cantidad de las PMP encontradas en el TG en las distintas artes de pescas a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Arpón	Caña de pescar	Cordeles	Palangre
Arpón		0.026	0.060	0.021
Caña de pescar	14		0.48	0.42
Cordeles	38	404.5		0.18
Palangre	4	90.5	151	

Tabla 27. Diferencia entre la longitud de las PMP encontrados en el TG, entre las distintas artes de pescas a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Caña de pescar	Cordel	Palangre
Caña de pescar		0.29	0.00069
Cordel	413.5		0.0057
Palangre	62	157.5	

Tabla 28. Diferencia entre la longitud de las PMP encontrados en el TG, entre los tamaños de los anzuelos a base de la Prueba de Mann - Whitney (estadística U\probabilidad con significancia en negrillas).

	Tamaño 9/0	Tamaño 9	Tamaño 10
Tamaño 9/0		0.05209	0.001289
Tamaño 9	98.5		0.7011
Tamaño 10	159	413	

FIGURAS

Figura 1. Fotografía aérea del Laboratorio de Investigaciones Pesqueras (DRNA), vía Google Earth 2021.



Figura 2. Fotografía aérea de la Pescadería Dockey, vía Google Earth 2021.



Figura 3. Fotografía aérea de la Villa Pesquera Puerto Real vía Google Earth, 2021.



Figura 4. Fotografía aérea de la Pescadería Kadmiel vía Google Earth, 2022

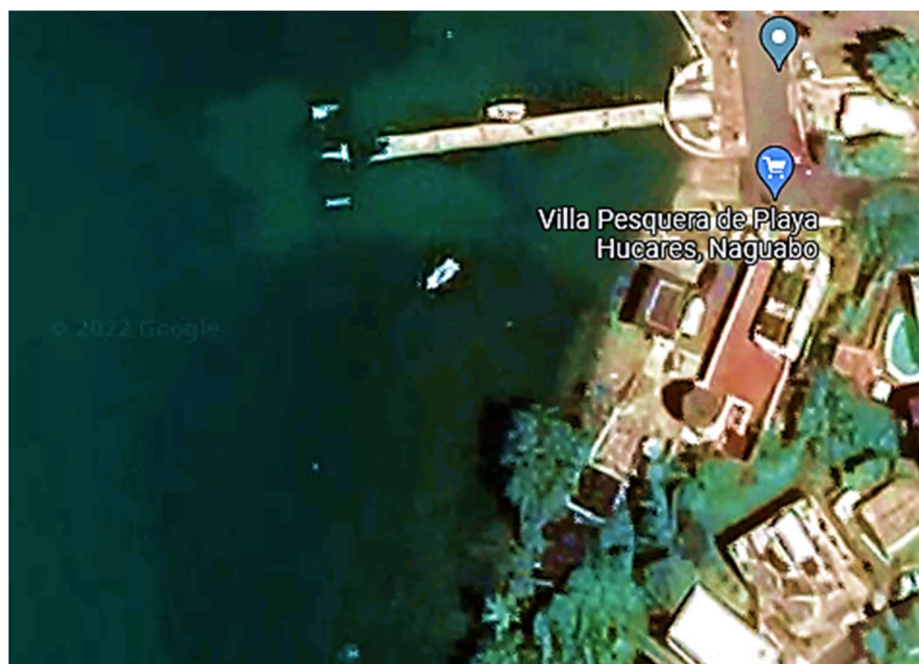


Figura 5. Ubicación de los centros de muestreo.



Figura 6. Ejemplo de etiqueta de identificación del espécimen (Cortesía del LIP; Verónica Seda).

FISH ID: 25 RFW			
DATE: 24-feb-2020			
FISH SPECIES: <i>Lutjanus synagris</i>			
TL	FL	SL	W
197	185		118
Location: Sta 240			
SAMPLER: SEAMAP			

Figura 7. Variación de la longitud intestinal y otras características entre algunos peces carnívoros (Lagler *et al.*, 1990).

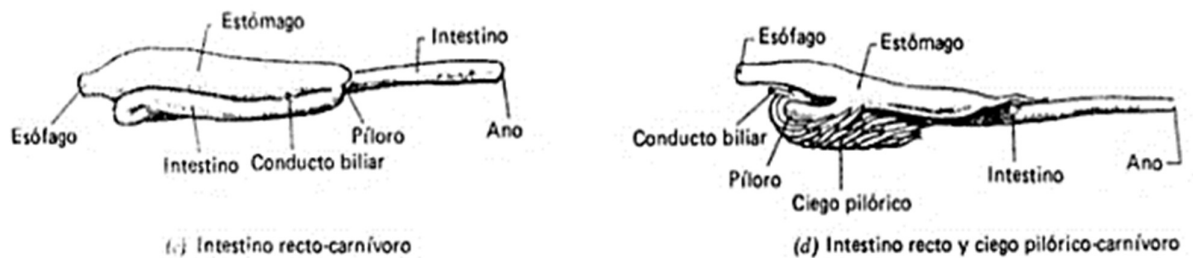


Figura 8. Ejemplos de inmadurez y desarrollo temprano gonadal (Cortesía del LIP; Noemí Peña).

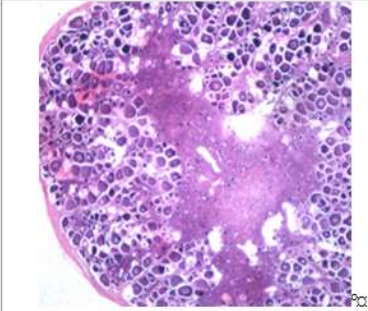
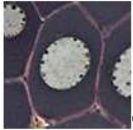
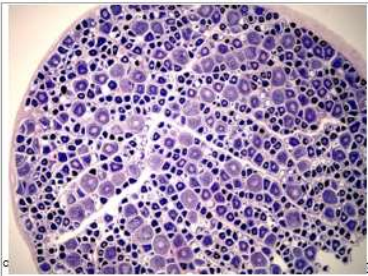
Cortes de ovarios	Características de la fase	Indicador histológico
	(1) Inmadura • Solo oocitos primarios (perinucleolar). • No haces musculares • Pared del ovario delgada • Lamelas bien organizadas	 Perinucleolar
	Desarrollo temprano • Solo crecimiento primario y oocitos cortical alveolar.	 Cortical alveolar

Figura 9. Ejemplo de las etapas de desarrollo y madurez gonadal (Cortesía del LIP; Noemí Peña).

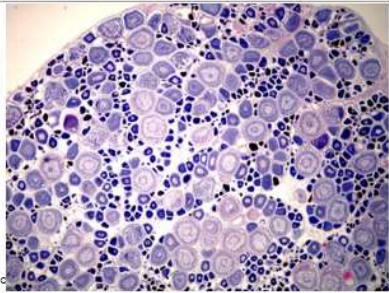
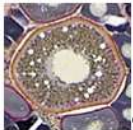
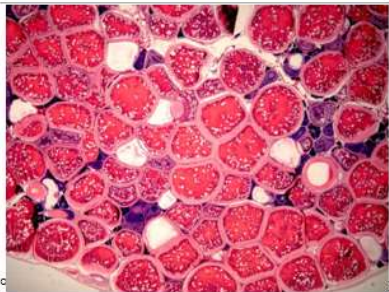
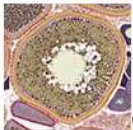
	(2) Desarrollo • Crecimiento primario, cortical alveolar, oocitos vitelogénicos 1 (Vtg1) y/o 2 (Vtg2). • Puede tener atresia presente	 Vitellogenic 2
	(3) Maduro (capaz de desovar) • Se completa la vitelogenesis (Vtg3). • Puede haber presentes folículos post-ovulatorios (POF'S)	 Vitellogenic 3

Figura 10 Ejemplo gonadal de espécimen desovando (Cortesía del LIP; Noemí Peña).

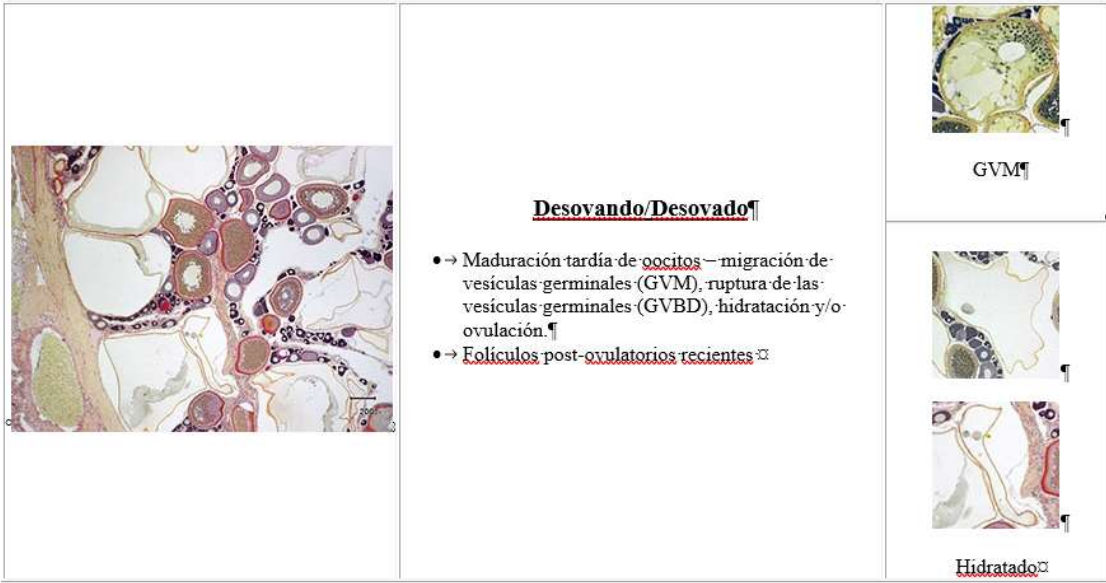


Figura 11. Ejemplo de regresión y regeneración gonadal (Cortesía del LIP; Noemí Peña).

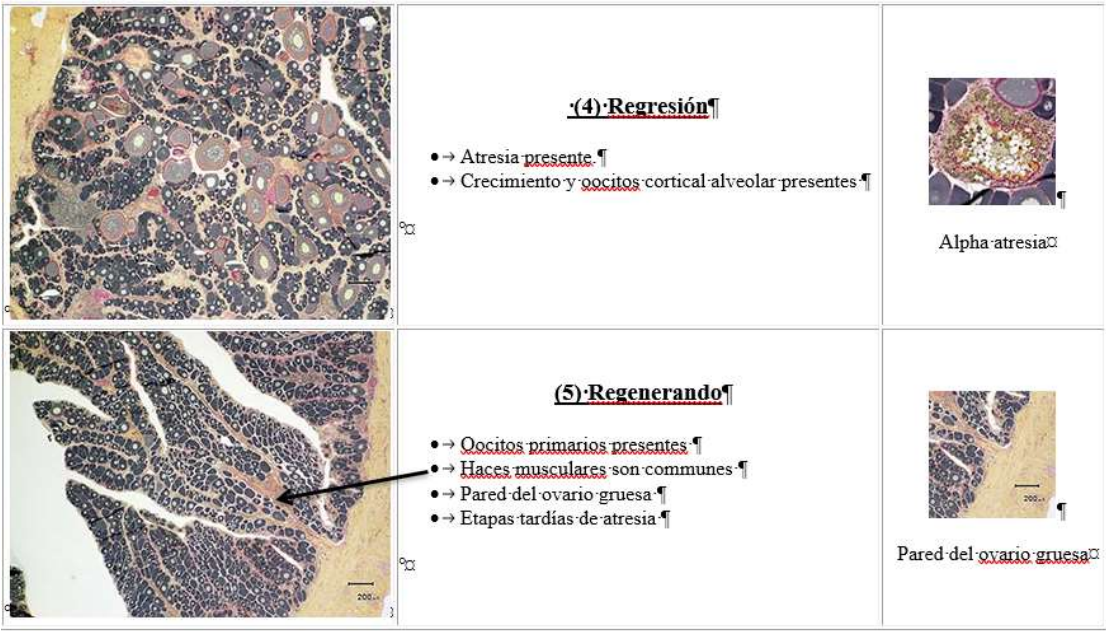


Figura 12. Los cuatro tipos de anzuelos analizados.



Figura 13. Histograma de las medidas de longitud (μm) de las PMP en el CG.

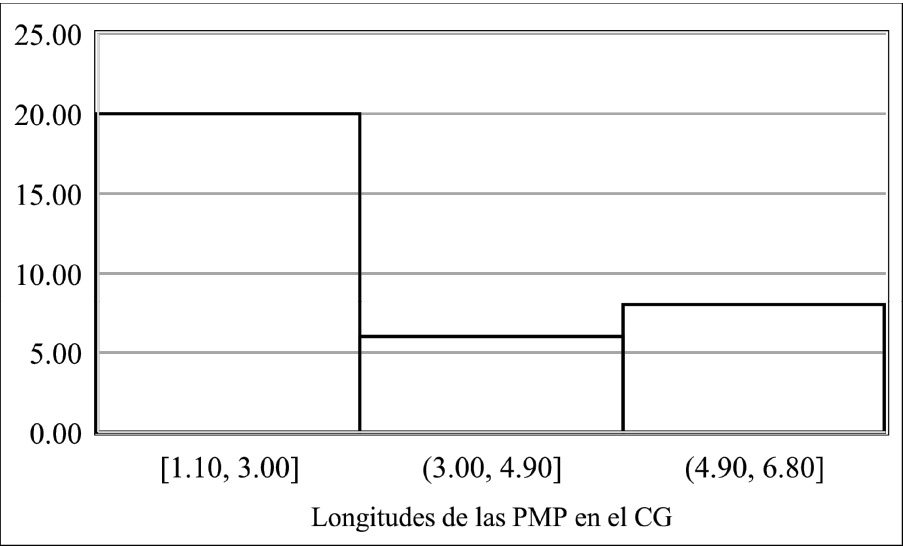


Figura 14. Histograma de las medidas de longitud de las PMP en el TG.

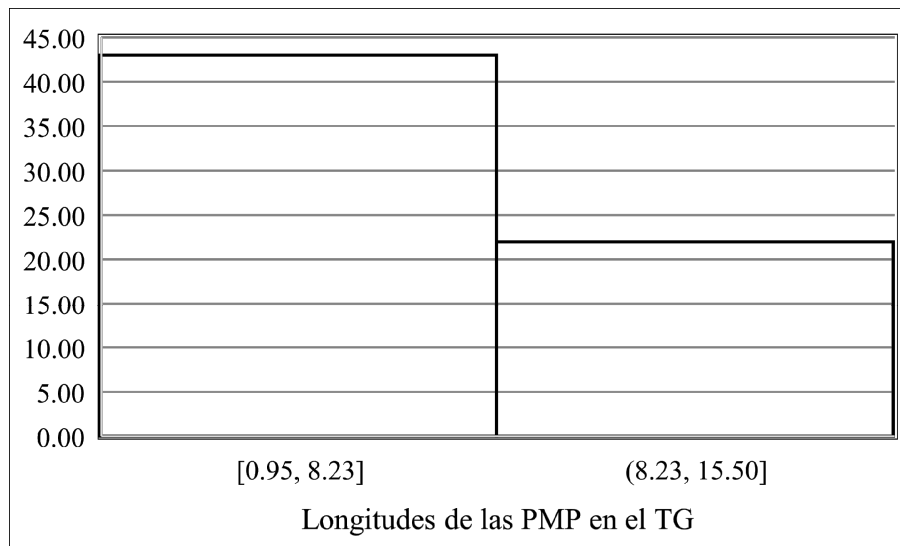
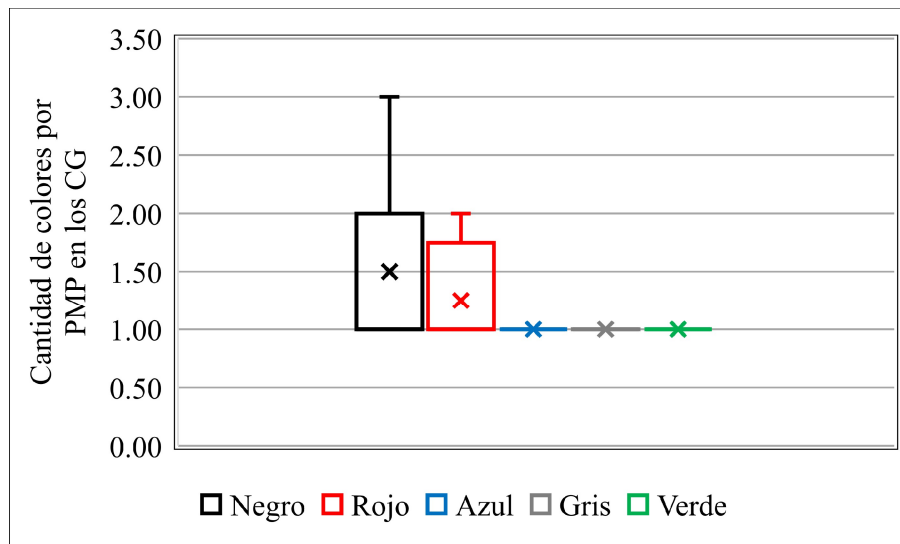


Figura 15. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación entre las frecuencias de colores de las PMP encontradas en el CG y TG. Esta gráfica de caja representa las medidas de largo mínimas y máximas (bigotes), primer y tercer cuarto de distribución (borde inferior y superior de la caja) y el promedio (línea dentro de la caja) y los valores atípicos (puntos).



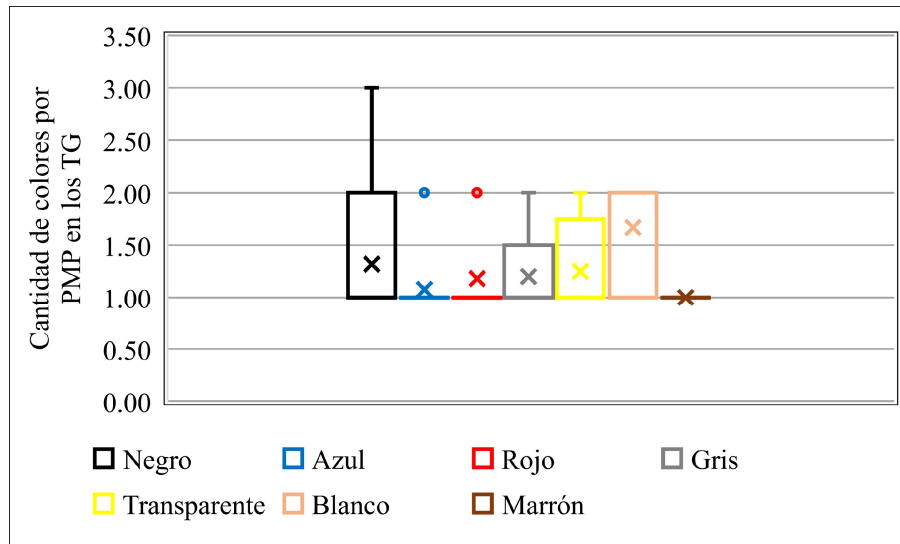


Figura 16. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación entre los pesos de los SG y la cantidad de PMP en el CG.

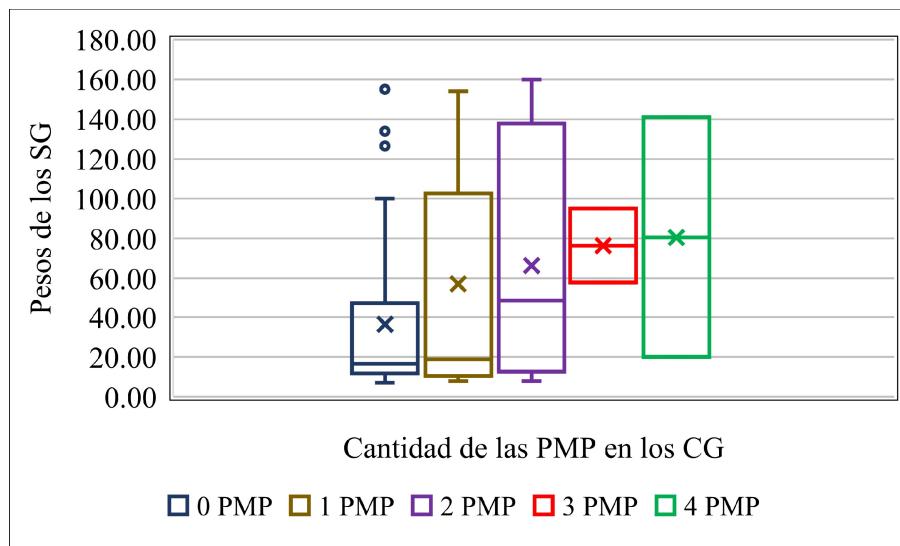


Figura 17. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación entre los pesos de los SG y la cantidad de PMP en el TG.

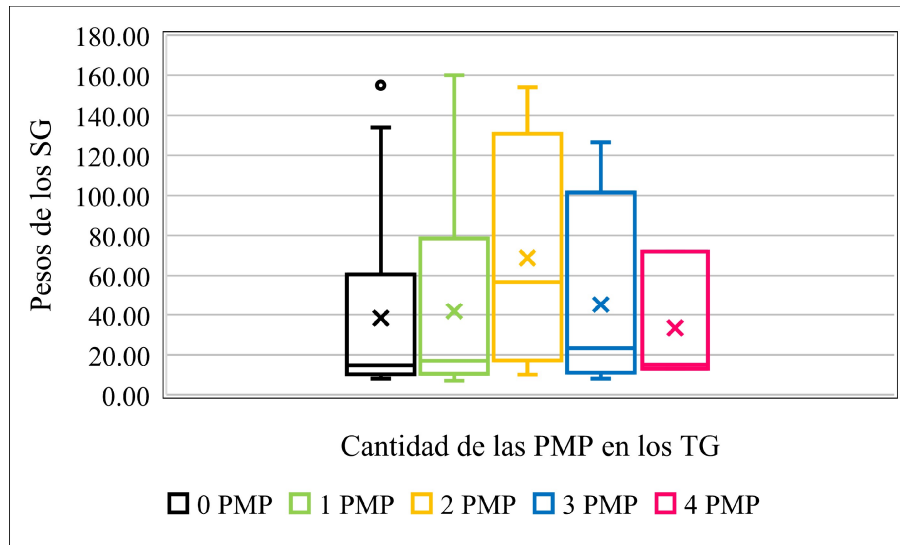


Figura 18. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación entre el largo del SG con las cantidades de PMP en el CG.

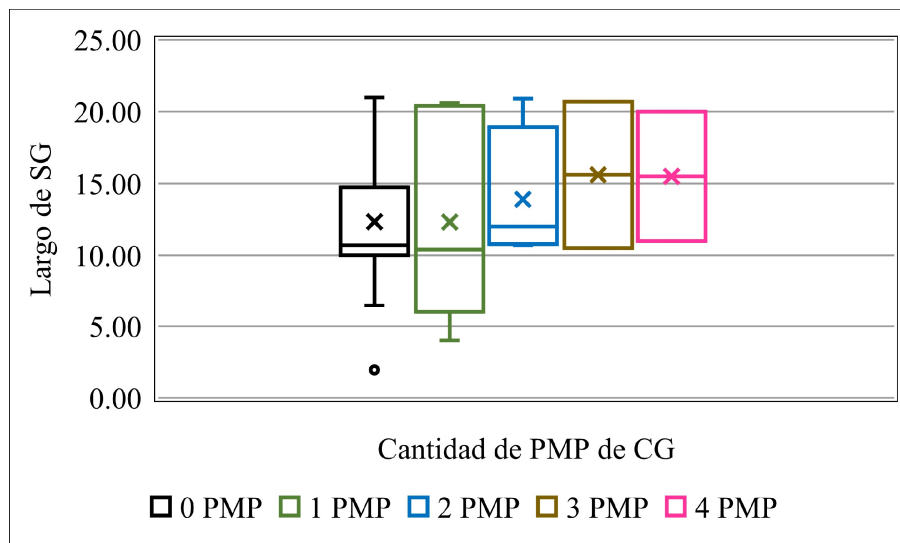


Figura 19. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación entre el largo del SG con las cantidades de PMP en el TG.

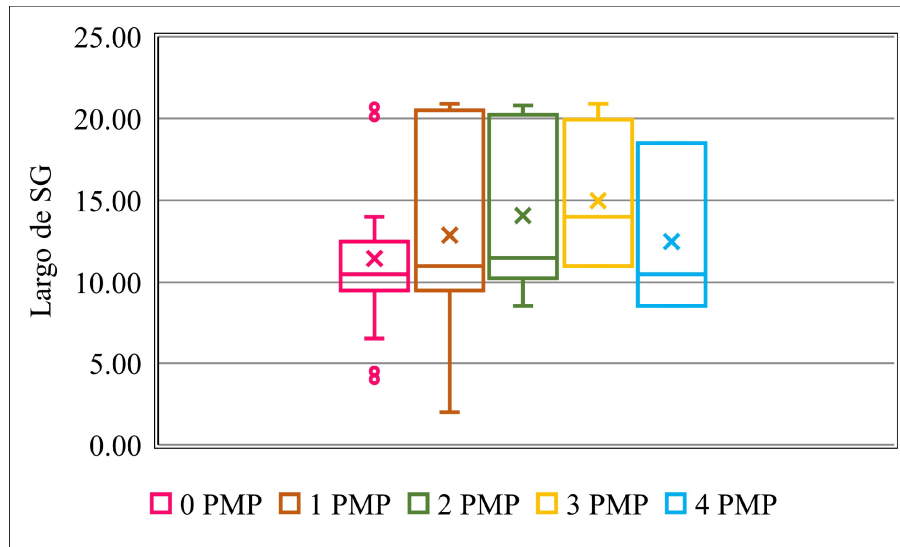


Figura 20. Diferencia entre las clasificaciones de los pesos de los SG, según las longitudes de las PMP en el CG.

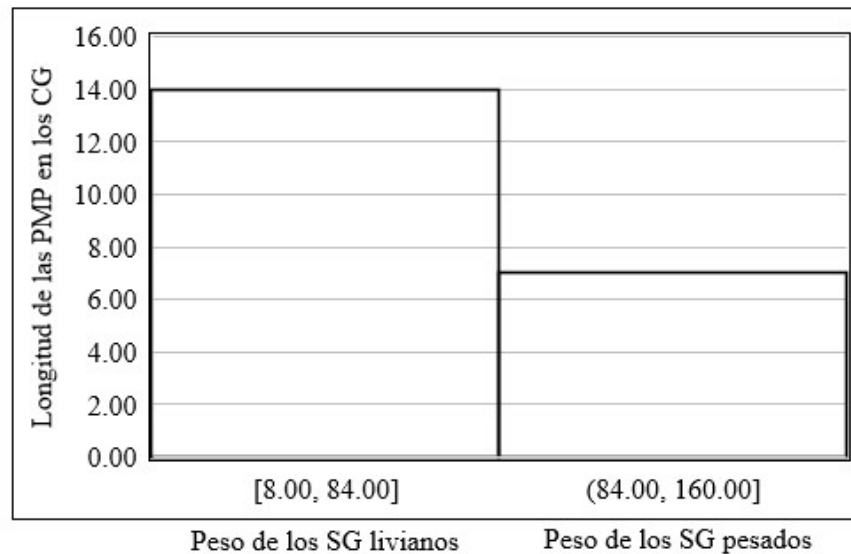


Figura 21. Diferencia entre las clasificaciones de los pesos de los SG, según las longitudes de las PMP en el TG.

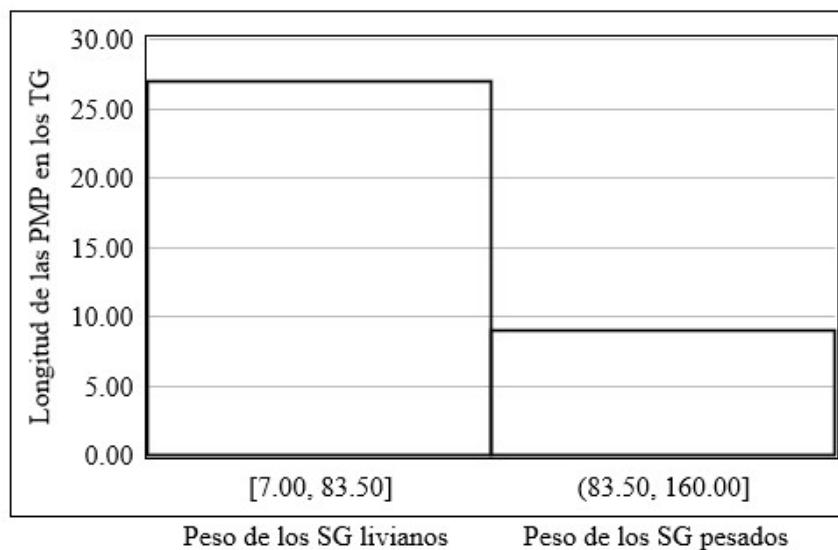


Figura 22. Diferencia entre las clasificaciones de las longitudes de los SG, según las longitudes de las PMP en el CG.

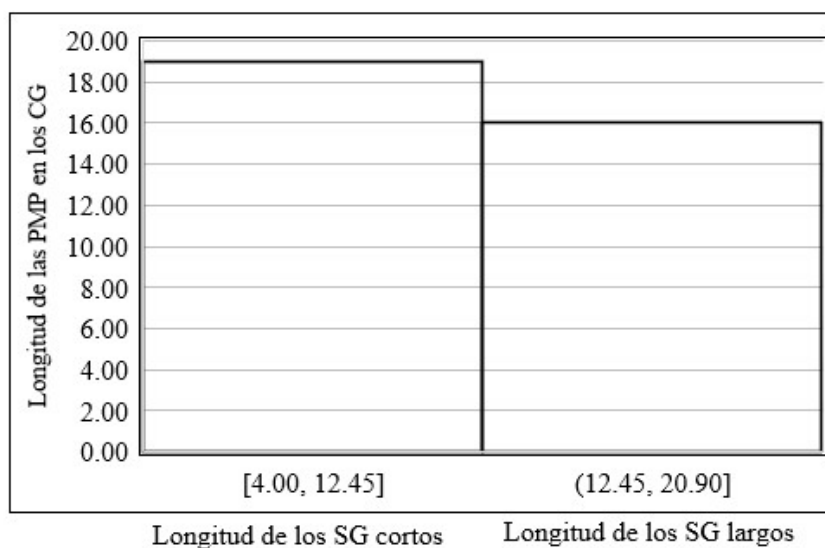


Figura 23. Diferencia entre las clasificaciones de las longitudes de los SG, según las longitudes de las PMP en el TG.

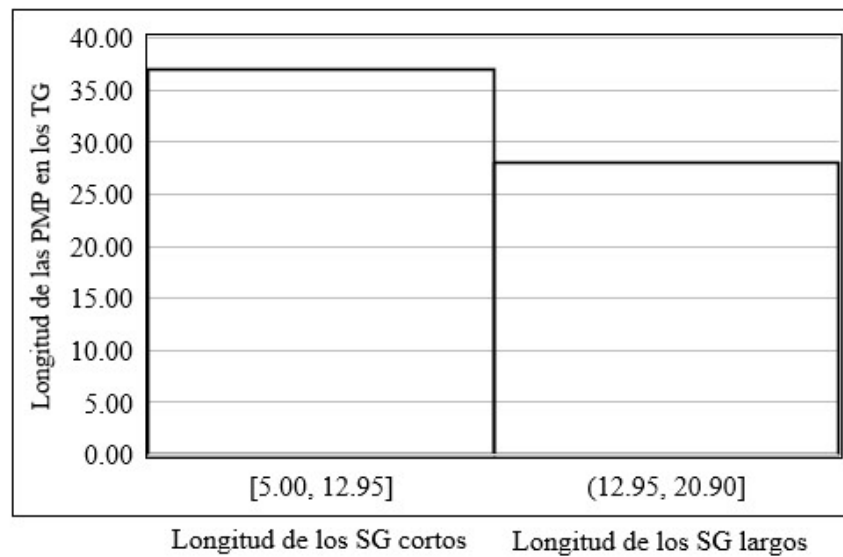
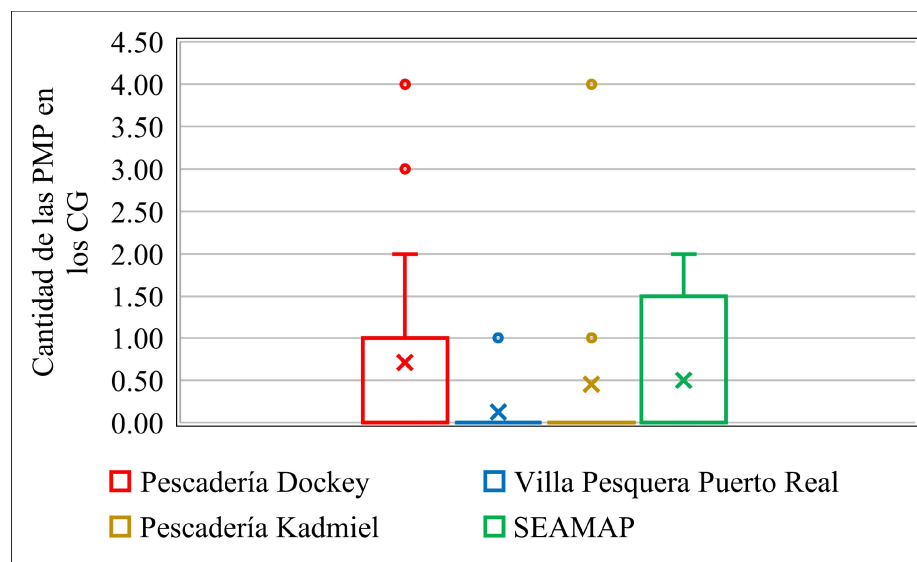


Figura 24. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación entre las cantidades promedios de las PMP en los desembarcos encontrados en los CG y TG en los desembarcos.



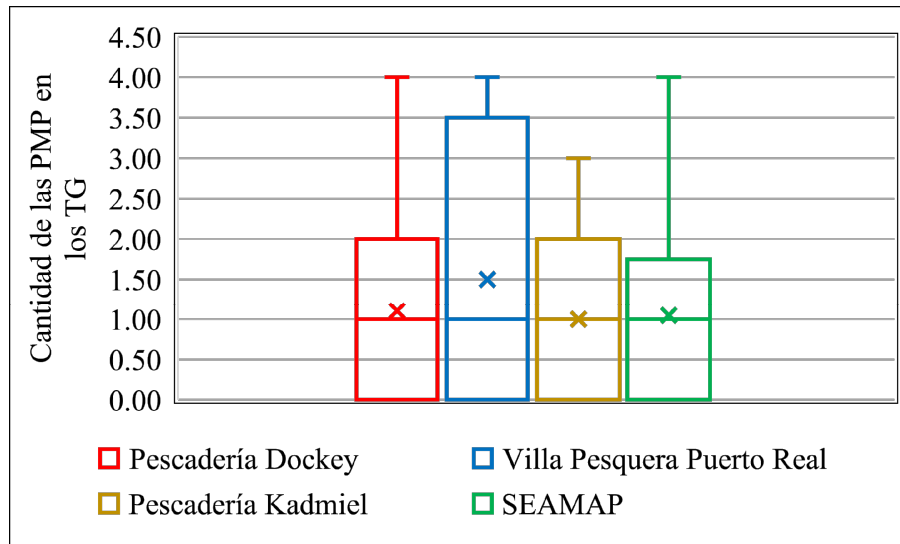
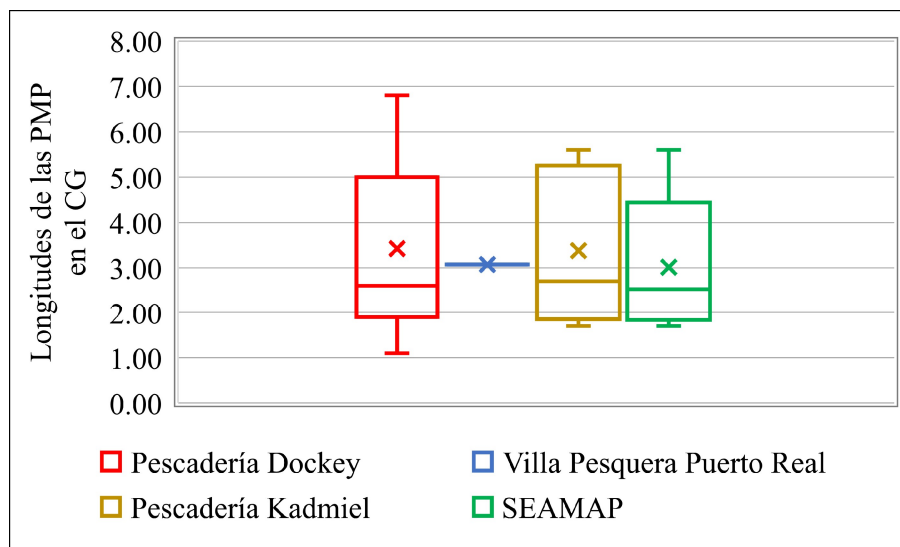


Figura 25. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación de las medidas de las PMP, en los CG y TG, entre los desembarcos.



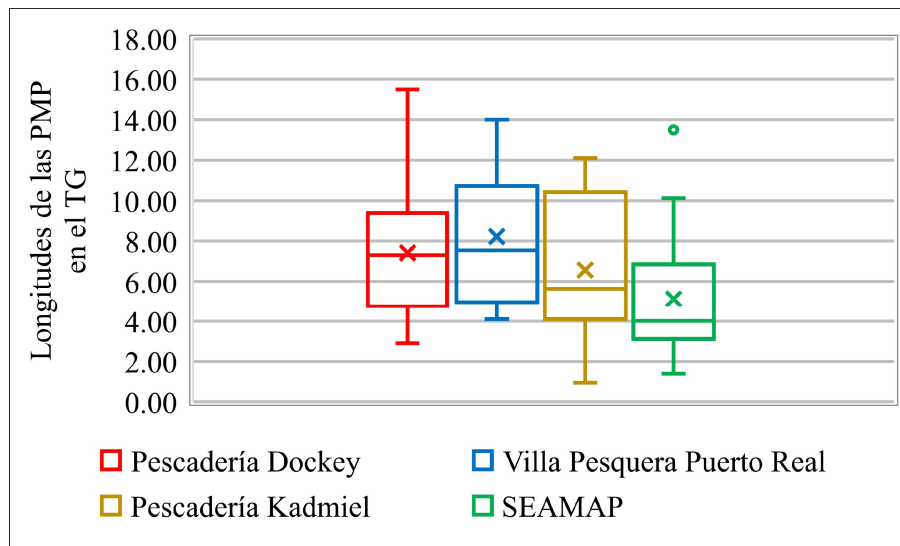


Figura 26. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación de la cantidad promedio de PMP encontrados en TG entre las distintas artes de pesca

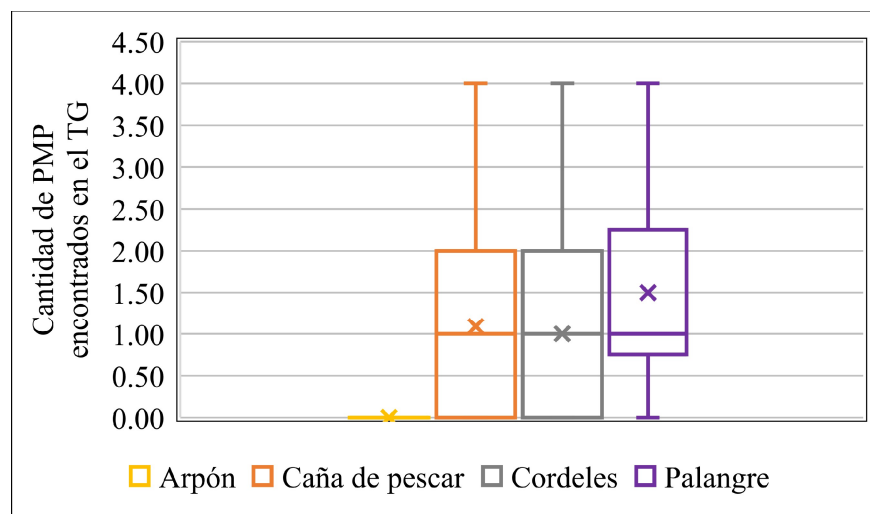


Figura 27. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación de la longitud de PMP encontrados en los CG y TG, entre las distintas artes de pescas

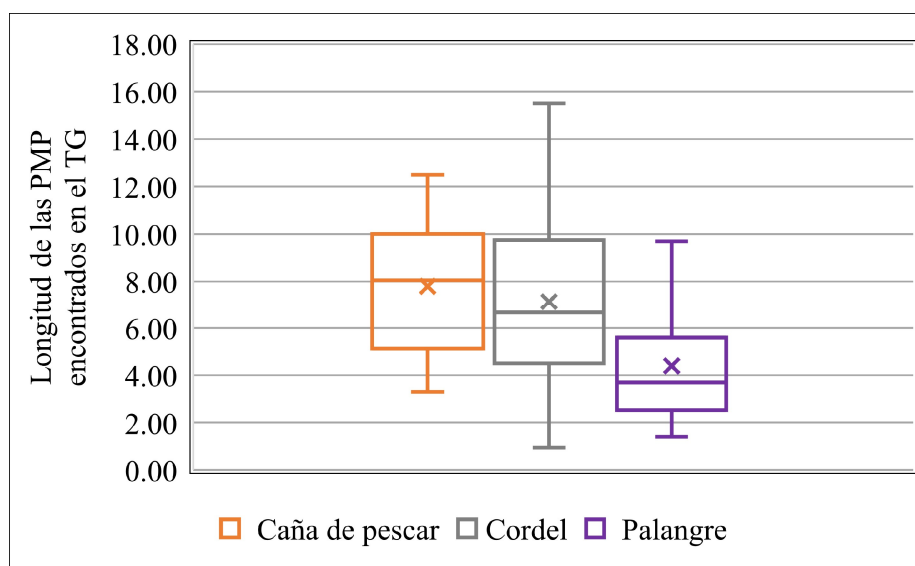
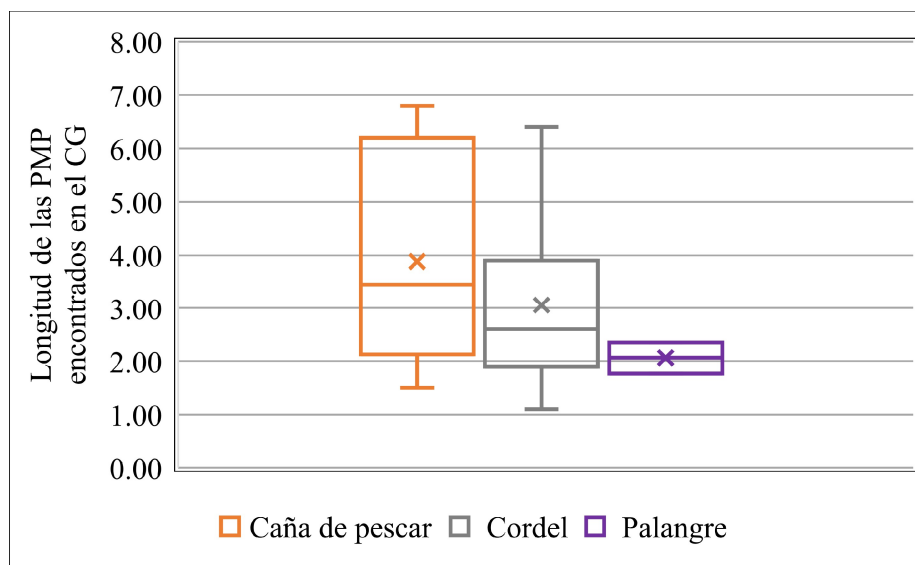


Figura 28. Gráfica de caja y bigotes representando la comparación de la longitud de PMP encontrados en los TG, entre los tipos de anzuelo.

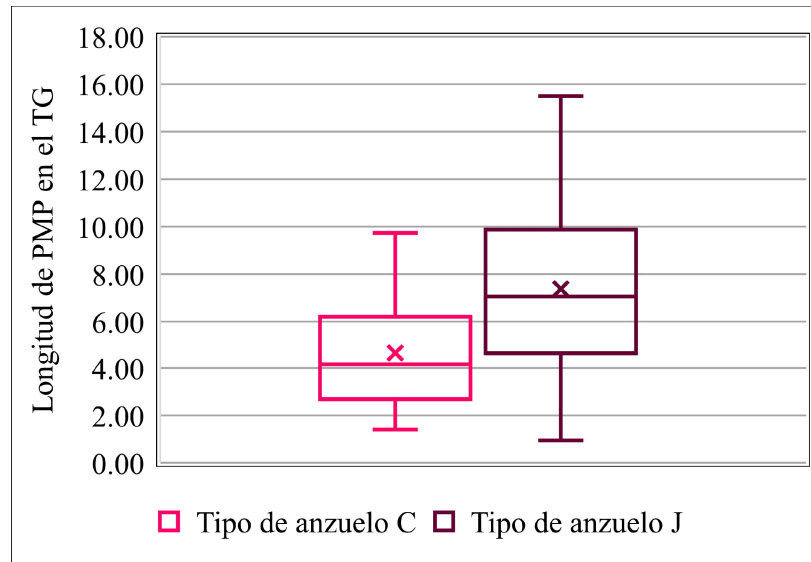
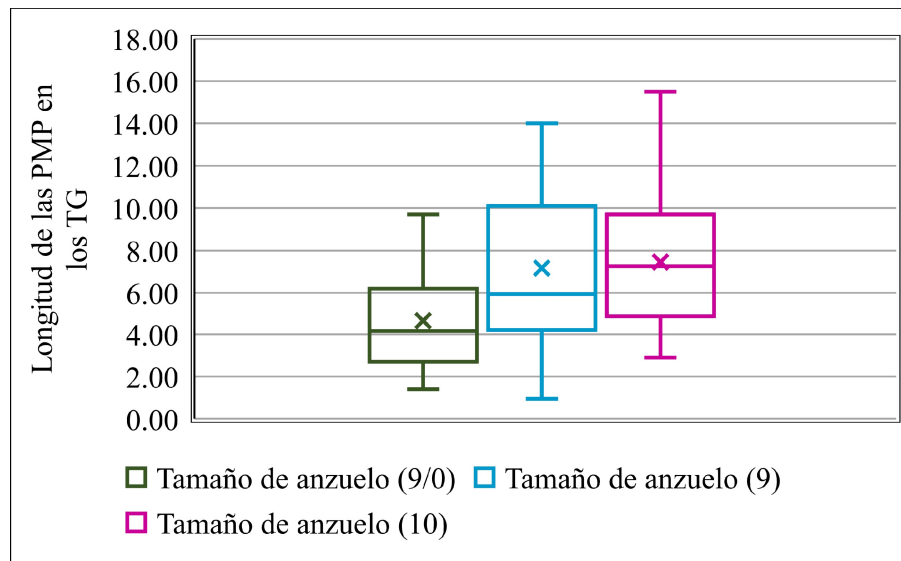


Figura 29. Diferencia en la longitud de las PMP encontrados en los TG entre los tamaños de los anzuelos.

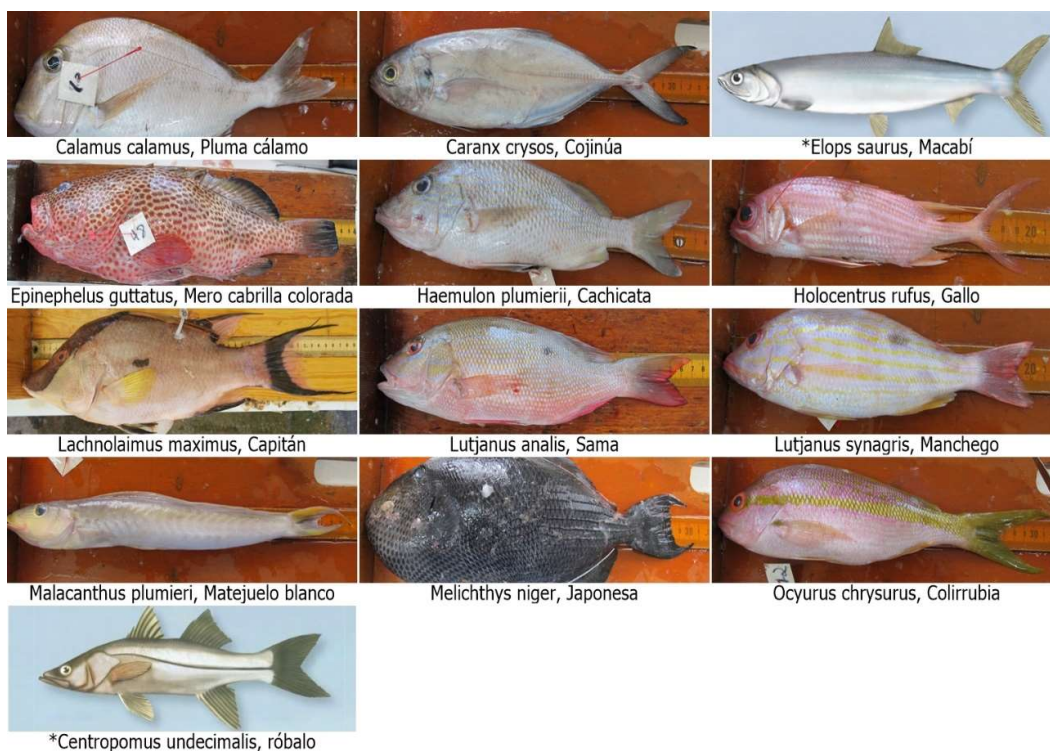


APÉNDICE

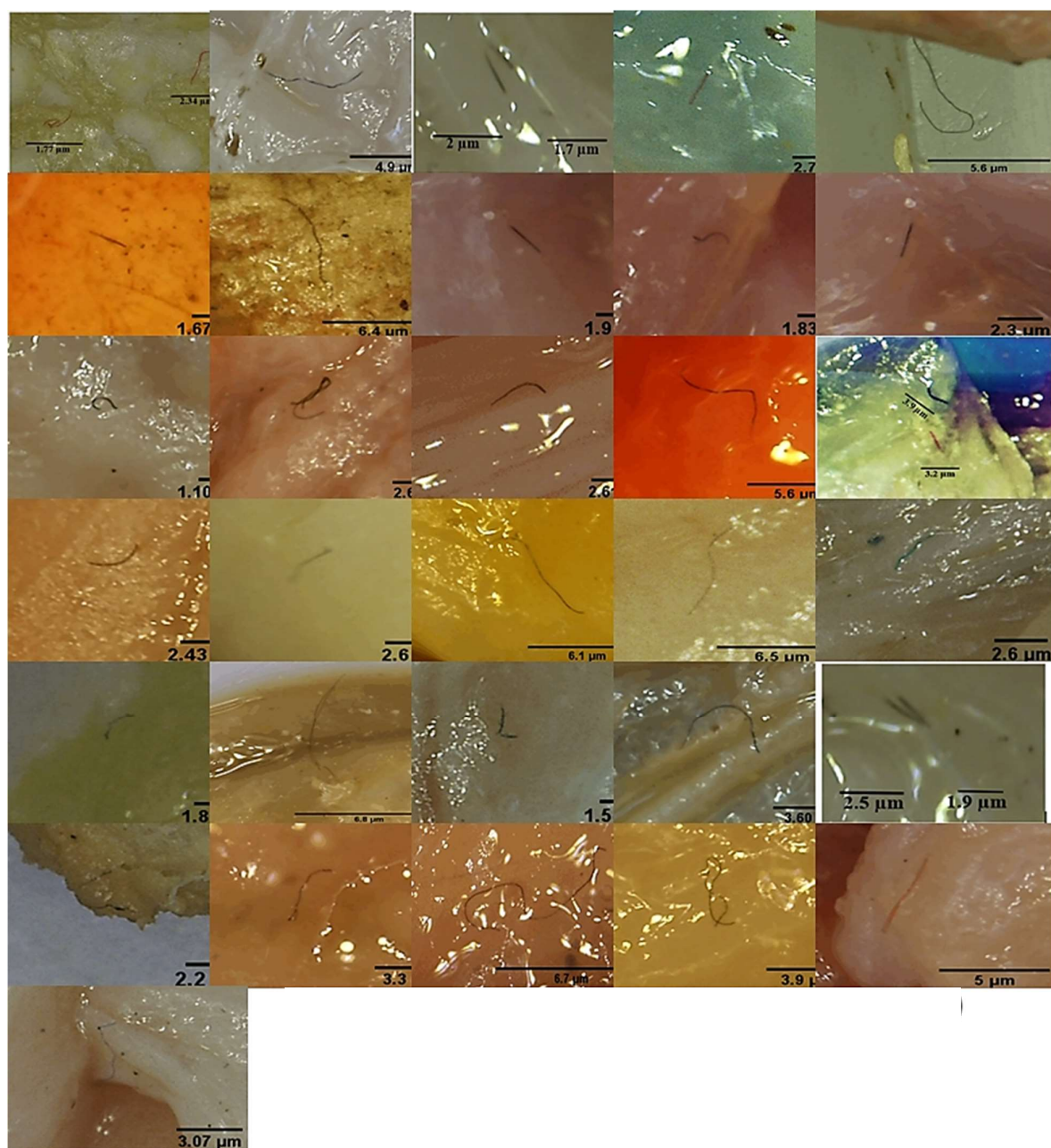
Apéndice 1. Las 13 especies de peces de arrecifes recolectadas para las muestras.

Especie	#ID	Especie	#ID
<i>Calamus calamus</i>	12	<i>Lutjanus synagris</i>	6-10, 14, 16, 38-40, 42-47, 59, 61 y 70-77.
<i>Caranx crysos</i>	18	<i>Malacanthus plumieri</i>	19
<i>Epinephelus guttatus</i>	3	<i>Melichthys niger</i>	11
<i>Haemulon plumieri</i>	2	<i>Ocyurus chrysurus</i>	1, 5, 13, 15, 17, 21, 23, 25, 26, 28, 30 y 31.
<i>Holocentrus rufus</i>	4	<i>Centropomus undecimalis</i>	48-58, 60 y 62-69.
<i>Lachnolaimus maximus</i>	22, 24, 27 y 29	<i>Elops saurus</i>	32-37.
<i>Lutjanus analis</i>	20 y 41		

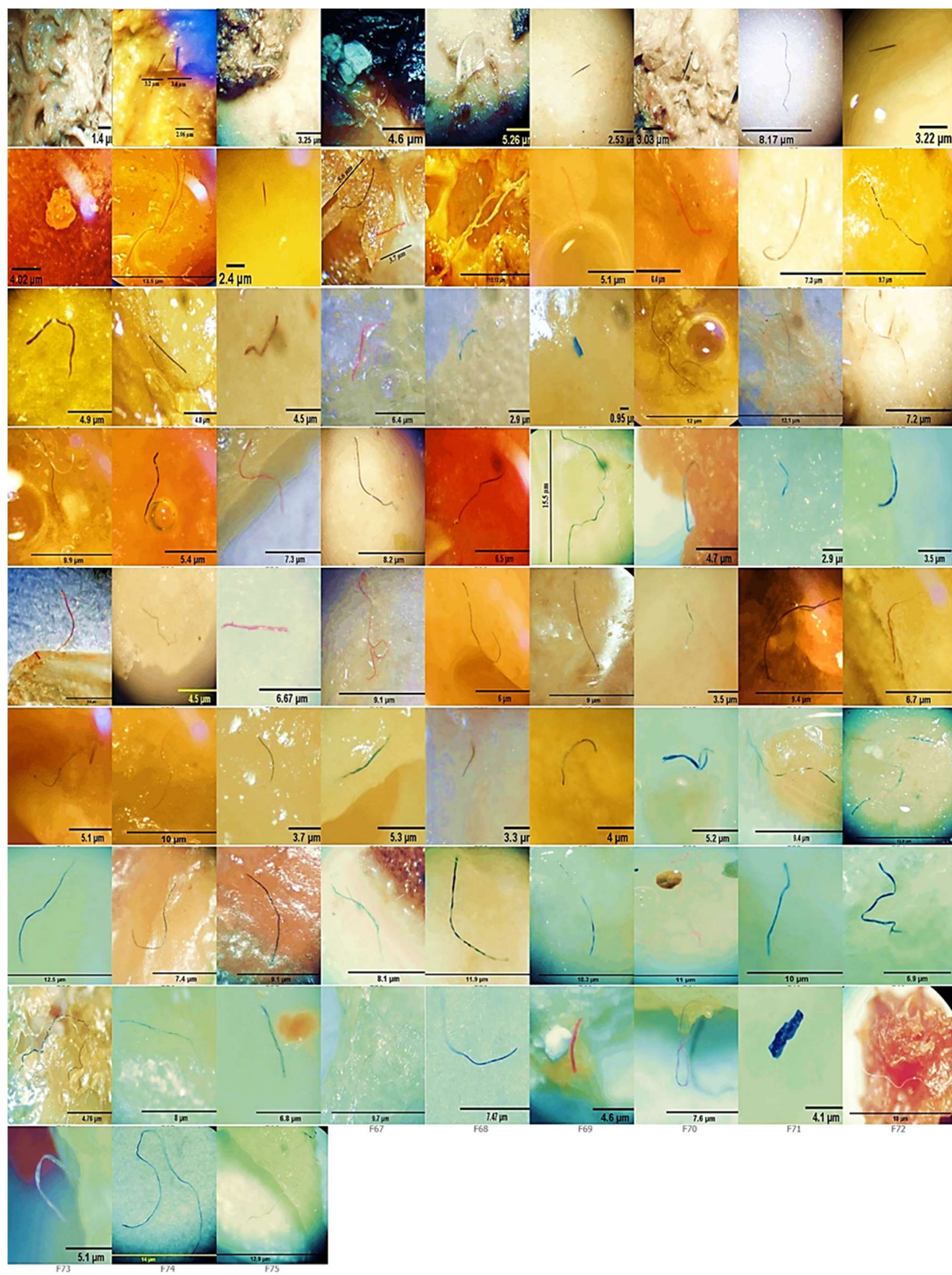
*Libro de Peces de Puerto Rico y de las Islas Vírgenes EUA (quinta edición), por Vangie Fradera de Hernández. https://issuu.com/seagrantpr/docs/libro_de_peces_de_pr_espa_ol



Apéndice 2. Fotos de PMP en el CG a través del Microscopio Digital



Apéndice 3. Fotos de PMP en los TG a través del Microscopio Óptico



Apéndice 4. Perfiles de hábitat considerados según los fondos y las especies evaluadas que los frecuentan y o no en los fondos blandos arenosos según Robertson y Van Tassell, 2019.

Perfiles de hábitat	Frecuentan	No frecuentan
Fondo blando arenoso	<i>C. calamus</i> <i>C. crysos</i> <i>L. analis</i> <i>L. maximus</i> <i>L. synagris</i> <i>M. plumierii</i> <i>M. niger</i> <i>O. chrysurus</i>	<i>C. undecimalis</i> <i>E. guttatus</i> <i>E. saurus</i> <i>H. plumierii</i> <i>H. rufus</i>
Fondo blando fangoso	<i>E. saurus</i> <i>C. undecimalis</i>	<i>E. guttatus</i> <i>H. plumierii</i> <i>H. rufus</i> <i>L. synagris</i> <i>O. chrysurus</i> <i>E. guttatus</i> <i>H. plumierii</i> <i>H. rufus</i> <i>L. synagris</i> <i>O. chrysurus</i>
Fondo duro rocoso	<i>C. calamus</i> <i>C. undecimalis</i> <i>E. saurus</i> <i>L. analis</i> <i>L. maximus</i> <i>L. synagris</i> <i>M. niger</i> <i>M. plumierii</i> <i>O. chrysurus</i>	<i>E. guttatus</i> <i>H. plumierii</i> <i>H. rufus</i>

Apéndice 5. Perfiles de hábitat considerados según la profundidad y las especies evaluadas que los frecuentan y o no en los fondos blandos arenosos según Robertson y Van Tassell, 2019.

Perfiles de hábitat	Frecuentan	No frecuentan
Zonas de Superficie y Columnas	<i>C. crysos</i> <i>O. chrysurus</i>	<i>C. calamus</i> <i>C. undecimalis</i> <i>E. guttatus</i> <i>E. saurus</i> <i>H. plumierii</i> <i>H. rufus</i> <i>L. analis</i> <i>L. maximus</i> <i>L. synagris</i> <i>M. niger</i> <i>M. plumieri</i>
Zonas Bénticas	<i>C. calamus</i> <i>C. undecimalis</i> <i>E. guttatus</i> <i>E. saurus</i> <i>H. rufus</i> <i>H. plumierii</i> <i>L. analis</i> <i>L. maximus</i> <i>L. synagris</i> <i>M. niger</i> <i>M. plumieri</i>	<i>C. crysos</i> <i>O. chrysurus</i>

Apéndice 6. Fotos de Desembarcos: VILLA PESQUERA DOCKEY



Entrada de la Pescadería Dockey



Área donde sacaban los sistemas gastrointestinales y pesaban a los peces



Yo, con los dos Pescadores con Martín Quiñones y Emilio Martínez que me ayudaron en aportar en mi tesis con los sistemas gastrointestinales

VILLA PESQUERA PUERTO REAL



Entrada de la Villa
Pesquera Puerto Real



Área donde me guardaban los
sistemas gastrointestinales

Daniel Irizarry, empleado que
aportó y me ayudó en guardar y
entregar los sistemas
gastrointestinales.

PESCADERÍA KADMIEL, fotos obtenidas por <https://es-la.facebook.com/people/Pescaderia-Kadmiel/100063585548299/>



Lugar donde el empleado Wilson Santiago de SEAMAP recogió los peces para mis muestras.

Apéndice 7. Imágenes de carretes, caña de pescar y tamaños de anzuelos



Cordeles y anzuelos que utilizaron los pescadores de Villa Pesquera Dockey, Puerto Real y Pescadería Kadmiel



Mi gran Padre que siempre me ayudó y me apoyó en mi tesis con la caña de pescar de los pescadores de Pescadería Dockey

Apéndice 8. Variables cuantitativas y descriptivas de PMP en CG.

# ID	Especies	P SG (g)	PMP CG	Colores	Formas	L en CG
1	<i>O. chrysurus</i>	13.60	N/A	N/A	N/A	N/A
2	<i>H. plumierii</i>	19.64	N/A	N/A	N/A	N/A
3	<i>E. guttatus</i>	8.65	N/A	N/A	N/A	N/A
4	<i>H. rufus</i>	7.81	N/A	N/A	N/A	N/A
5	<i>O. chrysurus</i>	34.97	N/A	N/A	N/A	N/A
6	<i>L. synagris</i>	9.00	N/A	N/A	N/A	N/A
7	<i>L. synagris</i>	9.64	N/A	N/A	N/A	N/A
8	<i>L. synagris</i>	10.91	N/A	N/A	N/A	N/A
9	<i>L. synagris</i>	10.07	N/A	N/A	N/A	N/A
10	<i>L. synagris</i>	17.41	N/A	N/A	N/A	N/A
11	<i>M. niger</i>	64.46	N/A	N/A	N/A	N/A
12	<i>C. calamus</i>	33.56	N/A	N/A	N/A	N/A
13	<i>O. chrysurus</i>	12.74	N/A	N/A	N/A	N/A
14	<i>L. synagris</i>	14.06	N/A	N/A	N/A	N/A
15	<i>O. chrysurus</i>	36.18	N/A	N/A	N/A	N/A
16	<i>L. synagris</i>	12.36	N/A	N/A	N/A	N/A
17	<i>O. chrysurus</i>	20.00	0			
18	<i>C. crysos</i>	9.00	2	R	Mh	1.77, 2.35
19	<i>M. plumieri</i>	11.00	0			
20	<i>L. analis</i>	58.00	0			
21	<i>O. chrysurus</i>	15.00	0			
22	<i>L. maximus</i>	25.00	0			
23	<i>O. chrysurus</i>	15.00	1	N	Mh	5.60
24	<i>L. maximus</i>	28.00	0			
25	<i>O. chrysurus</i>	17.00	0			
26	<i>O. chrysurus</i>	16.00	0			
27	<i>L. maximus</i>	17.00	0			
28	<i>O. chrysurus</i>	13.00	0			
29	<i>L. maximus</i>	13.00	0			
30	<i>O. chrysurus</i>	10.00	0			
31	<i>O. chrysurus</i>	13.00	4	N y R	Mh	4.90, 2.00, 1.70 y 2.70
32	<i>E. saurus</i>	39.75	1	N	Mh	1.67
33	<i>E. saurus</i>	26.53	1	N	Mh	6.40
34	<i>E. saurus</i>	21.05	3	N	Mh	1.90, 1.83 y 2.30
35	<i>E. saurus</i>	27.08	1	N	Mh	1.10
36	<i>E. saurus</i>	20.28	0			
37	<i>E. saurus</i>	13.93	0			
38	<i>L. synagris</i>	8.00	1	N	Mh	2.60
39	<i>L. synagris</i>	8.00	0			
40	<i>L. synagris</i>	8.00	0			
41	<i>L. analis</i>	15.00	0			
42	<i>L. synagris</i>	8.00	1	N	Mh	2.61
43	<i>L. synagris</i>	7.00	2	N y R	Mh	3.90 y 3.20
44	<i>L. synagris</i>	9.00	0			
45	<i>L. synagris</i>	10.00	3	N	Mh	5.60, 2.43 y 2.60
46	<i>L. synagris</i>	8.00	0			
47	<i>L. synagris</i>	12.00	0			
48	<i>C. undecimalis</i>	95.00	1	N	Mh	6.10
49	<i>C. undecimalis</i>	126.00	0			
50	<i>C. undecimalis</i>	92.40	0			
51	<i>C. undecimalis</i>	112.15	1	G	Mh	6.50
52	<i>C. undecimalis</i>	43.00	4	N, A y V	Mh	6.80, 2.60, 1.80 y 1.50
53	<i>C. undecimalis</i>	63.00	1	N	Mh	3.60
54	<i>C. undecimalis</i>	150.00	2	N	Mh	2.50 y 1.90
55	<i>C. undecimalis</i>	141.00	0			
56	<i>C. undecimalis</i>	93.00	0			
57	<i>C. undecimalis</i>	160.00	0			
58	<i>C. undecimalis</i>	81.00	0			
59	<i>L. synagris</i>	13.00	0			
60	<i>C. undecimalis</i>	89.00	0			
61	<i>L. synagris</i>	9.00	0			
62	<i>C. undecimalis</i>	49.00	1	N	Mh	2.20
63	<i>C. undecimalis</i>	100.00	1	N	Mh	3.30
64	<i>C. undecimalis</i>	155.00	0			
65	<i>C. undecimalis</i>	154.00	0			
66	<i>C. undecimalis</i>	74.00	2	N	Mh	6.70 y 3.90
67	<i>C. undecimalis</i>	76.00	1	R	Mh	5.00
68	<i>C. undecimalis</i>	134.00	0			
69	<i>C. undecimalis</i>	71.00	0			
70	<i>L. synagris</i>	18.88	0			
71	<i>L. synagris</i>	19.00	0			
72	<i>L. synagris</i>	14.60	0			
73	<i>L. synagris</i>	20.15	1	N	Mh	3.07
74	<i>L. synagris</i>	14.66	0			
75	<i>L. synagris</i>	11.58	0			
76	<i>L. synagris</i>	9.20	0			
77	<i>L. synagris</i>	10.36	0			

Leyenda: Peso (P), Longitud (L) de PMP en CG, Negro (N), Azul (A), Rojo (R), Grises (G), Verde (V) y Microhilos (Mh)

Apéndice 9. Variables cuantitativas y descriptivas de PMP en TG

# ID	Especies	P SG (g)	PMP TG	LPMP en TG	Colores	Formas
1	<i>O. chrysurus</i>	13.60	4	1.40, 3.20, 3.40 y 2.06	T y N	Mf y Mh
2	<i>H. plumierii</i>	19.64	2	3.25 y 5.26	B	Mf y Mh
3	<i>E. guttatus</i>	8.65	1	4.60	B	Mf
4	<i>H. rufus</i>	7.81	1	3.03	N	Mh
5	<i>O. chrysurus</i>	34.97	1	2.53	N	Mh
6	<i>L. synagris</i>	9.00	0			
7	<i>L. synagris</i>	9.64	0			
8	<i>L. synagris</i>	10.91	1	8.17	A	Mh
9	<i>L. synagris</i>	10.07	0			
10	<i>L. synagris</i>	17.41	1	3.22	N	Mh
11	<i>M. niger</i>	64.46	3	4.02, 13.5 y 10.13	T y M	Mf y Mh
12	<i>C. calamus</i>	33.56	0			
13	<i>O. chrysurus</i>	12.74	0			
14	<i>L. synagris</i>	14.06	0			
15	<i>O. chrysurus</i>	36.18	1	2.40	N	Mh
16	<i>L. synagris</i>	12.36	0			
17	<i>O. chrysurus</i>	20.00	2	5.60 y 3.70	N y R	Mh
18	<i>C. crysos</i>	9.00	3	6.40, 5.10 y 9.70	N y R	
19	<i>M. plumieri</i>	11.00	1	7.30	M	Mh
20	<i>L. analis</i>	58.00	0			
21	<i>O. chrysurus</i>	15.00	2	4.90 y 4.80	N	Mh
22	<i>L. maximus</i>	25.00	0			
23	<i>O. chrysurus</i>	15.00	1	12.10	A	Mh
24	<i>L. maximus</i>	28.00	0			
25	<i>O. chrysurus</i>	17.00	0			
26	<i>O. chrysurus</i>	16.00	2	0.95 y 4.50	A y M	Mf y Mh
27	<i>L. maximus</i>	17.00	0			
28	<i>O. chrysurus</i>	13.00	2	6.40 y 2.90	A y R	Mh
29	<i>L. maximus</i>	13.00	0			
30	<i>O. chrysurus</i>	10.00	0			
31	<i>O. chrysurus</i>	13.00	3	12.00, 9.90 y 7.20	N y G	Mh
32	<i>E. saurus</i>	39.75	1	5.40	N	Mh
33	<i>E. saurus</i>	26.53	0			
34	<i>E. saurus</i>	21.05	0			
35	<i>E. saurus</i>	27.08	0			
36	<i>E. saurus</i>	20.28	0			
37	<i>E. saurus</i>	13.93	3	7.30, 8.20 y 6.50	N y R	Mh
38	<i>L. synagris</i>	8.00	4	15.50, 4.70, 2.90 y 3.50	N y A	Mh
39	<i>L. synagris</i>	8.00	1	9.80	R	Mh
40	<i>L. synagris</i>	8.00	1	4.50	G	Mh
41	<i>L. analis</i>	15.00	1	6.67	R	Mh
42	<i>L. synagris</i>	8.00	0			
43	<i>L. synagris</i>	7.00	0			
44	<i>L. synagris</i>	9.00	1	9.10	R	Mh
45	<i>L. synagris</i>	10.00	0			
46	<i>L. synagris</i>	8.00	3	6.00, 9.00 y 3.50	N y G	Mh
47	<i>L. synagris</i>	12.00	0			
48	<i>C. undecimalis</i>	95.00	1	9.40	N	Mh
49	<i>C. undecimalis</i>	126.00	1	5.10	N	Mh
50	<i>C. undecimalis</i>	92.40	0			
51	<i>C. undecimalis</i>	112.15	2	6.70 y 10.00	R	Mh
52	<i>C. undecimalis</i>	43.00	2	3.70 y 5.30	N y A	Mh
53	<i>C. undecimalis</i>	63.00	1	3.30	N	Mh
54	<i>C. undecimalis</i>	150.00	1	4.00	N	Mh
55	<i>C. undecimalis</i>	141.00	1	5.20	A	Mh
56	<i>C. undecimalis</i>	93.00	1	9.40	G	Mh
57	<i>C. undecimalis</i>	160.00	2	12.50 y 11.90	N y A	Mh
58	<i>C. undecimalis</i>	81.00	0			
59	<i>L. synagris</i>	13.00	0			
60	<i>C. undecimalis</i>	89.00	2	9.10 y 7.40	N	Mh
61	<i>L. synagris</i>	9.00	0			
62	<i>C. undecimalis</i>	49.00	2	8.10 y 12.50	N y A	Mh
63	<i>C. undecimalis</i>	100.00	2	11.00 y 10.00	N y R	Mh
64	<i>C. undecimalis</i>	155.00	1	10.30	N	Mh
65	<i>C. undecimalis</i>	154.00	0			
66	<i>C. undecimalis</i>	74.00	0			
67	<i>C. undecimalis</i>	76.00	4	4.76, 6.90, 8.00 y 4.40	G, A y N	Mh
68	<i>C. undecimalis</i>	134.00	0			
69	<i>C. undecimalis</i>	71.00	1	8.20	A	Mh
70	<i>L. synagris</i>	18.88	0			
71	<i>L. synagris</i>	19.00	1	6.80	N	Mh
72	<i>L. synagris</i>	14.60	2	9.70 y 7.47	T y A	Mh
73	<i>L. synagris</i>	20.15	1	4.60	R	Mh
74	<i>L. synagris</i>	14.66	4	7.60, 4.10, 10.00 y 5.10	R, A y B	Mf y Mh
75	<i>L. synagris</i>	11.58	0			
76	<i>L. synagris</i>	9.20	2	14.00 y 12.90	N y T	Mh
77	<i>L. synagris</i>	10.36	0			

Leyenda: Peso (P), Longitud (L) de PMP en TG, Negro (N), Azul (A), Rojo (R), Transparente (T), Grises (G), Blancos (B), Marrón (M), Verde (V), Microfragmentos (Mf) y Microhilos (Mh).

Apéndice 10. Variables Biométricas.

# ID	Especies	Peso de SG (g)	Longitud de SG (cm)	Sexado de forma visual		Sexado por microscopía y etapa gonadal		
				Sexo	Etapas	Sexo	Etapas	Peso de gónadas
1	<i>O. chrysurus</i>	13.60	8.00	F	2	F	5	0.62
2	<i>H. plumieri</i>	19.64	12.00	F	5			N/A
3	<i>E. guttatus</i>	8.65	8.00	F	2	F	1	0.10
4	<i>H. rufus</i>	7.81	8.00	M	4			N/A
5	<i>O. chrysurus</i>	34.97	10.00	M	2	M	2	0.79
6	<i>L. synagris</i>	9.00	6.00	F	3	F	3	1.01
7	<i>L. synagris</i>	9.64	7.00	M	2	M	3	0.73
8	<i>L. synagris</i>	10.91	5.00	M	4	M	3	0.20
9	<i>L. synagris</i>	10.07	7.00	F	3	F	3	1.25
10	<i>L. synagris</i>	17.41	10.00	M	2	M	2	0.21
11	<i>M. niger</i>	64.46	13.00	M	4			N/A
12	<i>C. calamus</i>	33.56	12.00	F	5	F	2	1.35
13	<i>O. chrysurus</i>	12.74	8.50	M	2	M	1	0.38
14	<i>L. synagris</i>	14.06	9.50	M	2	M	2	0.30
15	<i>O. chrysurus</i>	36.18	14.00	M	2	M	2	1.43
16	<i>L. synagris</i>	12.36	9.00	F	5	F	3	3.00
17	<i>O. chrysurus</i>	20.00	11.00	M	5	M	2	0.62
18	<i>C. crysos</i>	9.00	5.00	M	2			N/A
19	<i>M. plumieri</i>	11.00	4.50	F	2	M	2	0.13
20	<i>L. analis</i>	58.00	10.50	M	2	M	2	0.59
21	<i>O. chrysurus</i>	15.00	8.50					
22	<i>L. maximus</i>	25.00	10.90					
23	<i>O. chrysurus</i>	15.00	9.00					
24	<i>L. maximus</i>	28.00	10.20					
25	<i>O. chrysurus</i>	17.00	10.00					
26	<i>O. chrysurus</i>	16.00	8.50					
27	<i>L. maximus</i>	17.00	20.60					
28	<i>O. chrysurus</i>	13.00	10.50					
29	<i>L. maximus</i>	13.00	10.50					
30	<i>O. chrysurus</i>	10.00	10.15					
31	<i>O. chrysurus</i>	13.00	10.50					
32	<i>E. saurus</i>	39.75	16.00					
33	<i>E. saurus</i>	26.53	11.00					
34	<i>E. saurus</i>	21.05	15.00					
35	<i>E. saurus</i>	27.08	12.00					
36	<i>E. saurus</i>	20.28	12.00					
37	<i>E. saurus</i>	13.93	7.00					
38	<i>L. synagris</i>	8.00	4.00					
39	<i>L. synagris</i>	8.00	21.00					
40	<i>L. synagris</i>	8.00	17.00					
41	<i>L. analis</i>	15.00	8.50					
42	<i>L. synagris</i>	8.00	11.00					
43	<i>L. synagris</i>	7.00	13.50					
44	<i>L. synagris</i>	9.00	11.00					
45	<i>L. synagris</i>	10.00	9.50					
46	<i>L. synagris</i>	8.00	13.00					
47	<i>L. synagris</i>	12.00	11.50					
48	<i>C. undecimalis</i>	95.00	20.70					
49	<i>C. undecimalis</i>	126.00	20.90					
50	<i>C. undecimalis</i>	92.40	20.10					
51	<i>C. undecimalis</i>	112.15	20.60					
52	<i>C. undecimalis</i>	43.00	1.95					
53	<i>C. undecimalis</i>	63.00	10.60					
54	<i>C. undecimalis</i>	150.00	10.90					
55	<i>C. undecimalis</i>	141.00	20.00					
56	<i>C. undecimalis</i>	93.00	20.50					

Apéndice 10. Variables Biométricas. Continuación

# ID	Especies	Sexado de forma visual		Sexado por microscopía y etapa gonadal		
		Peso de SG (g)	Longitud de SG (cm)	Sexo	Etapa	Peso de gónadas
60	<i>C. undecimalis</i>	89.00	20.80			
61	<i>L. synagris</i>	9.00	10.00			
62	<i>C. undecimalis</i>	49.00	10.05			
63	<i>C. undecimalis</i>	100.00	20.30			
64	<i>C. undecimalis</i>	155.00	20.90			
65	<i>C. undecimalis</i>	154.00	20.30			
66	<i>C. undecimalis</i>	74.00	10.40			
67	<i>C. undecimalis</i>	76.00	10.50			
68	<i>C. undecimalis</i>	134.00	10.80			
69	<i>C. undecimalis</i>	71.00	10.70			
70	<i>L. synagris</i>	18.88	7.00			
71	<i>L. synagris</i>	19.00	14.00			
72	<i>L. synagris</i>	14.60	10.00			
73	<i>L. synagris</i>	20.15	8.50			
74	<i>L. synagris</i>	14.66	9.50			
75	<i>L. synagris</i>	11.58	11.00			
76	<i>L. synagris</i>	9.20	6.50			
77	<i>L. synagris</i>	10.36	8.50			

Apéndice 11. Variables Morfométricas.

# ID	Especies	Largo Total	Largo de horquilla	Peso Total
1	<i>O. chrysurus</i>	318	258	0.272
2	<i>H. plumierii</i>	251	225	0.264
3	<i>E. guttatus</i>	210	N/A	0.142
4	<i>H. rufus</i>	244	190	0.109
5	<i>O. chrysurus</i>	413	345	0.668
6	<i>L. synagris</i>	192	180	0.102
7	<i>L. synagris</i>	194	182	0.120
8	<i>L. synagris</i>	189	176	0.110
9	<i>L. synagris</i>	190	179	0.100
10	<i>L. synagris</i>	220	210	0.178
11	<i>M. niger</i>	292	273	0.551
12	<i>C. calamus</i>	305	280	0.603
13	<i>O. chrysurus</i>	245	200	0.149
14	<i>L. synagris</i>	246	228	0.220
15	<i>O. chrysurus</i>	386	321	0.573
16	<i>L. synagris</i>	233	216	0.175
17	<i>O. chrysurus</i>	375	313	0.409
18	<i>C. crysos</i>	234	196	0.123
19	<i>M. plumieri</i>	348	291	0.182
20	<i>L. analis</i>	486	439	1.555

Apéndice 12. Variables Climáticas: Fecha de pesca, Estación anual, Lluvia promedio del mes de la captura (LPM), Lluvia promedio normal del mes de la captura (LPN), Lluvia acumulada (LA), Lluvia normal acumulada (LNA), Porcentaje Normal (%PN) y la zona. Datos obtenidos de la División climática del Servicio Nacional del Clima (NOAA).

# ID	Especies	Fecha de pesca	Estación anual	LPM (mm)	LPN (mm/años)	LA (mm)	LNA (mm)	% PN	Zona
1	<i>O. chrysurus</i>	Sep-19	Otoño	12.44	8.87	62.07	49.11	116	Oeste Interior
2	<i>H. plumieri</i>	Sep-19	Otoño	12.44	8.87	62.07	49.11	116	Oeste Interior
3	<i>E. guttatus</i>	Sep-19	Otoño	12.44	8.87	62.07	49.11	116	Oeste Interior
4	<i>H. rufus</i>	Sep-19	Otoño	12.44	8.87	62.07	49.11	116	Oeste Interior
5	<i>O. chrysurus</i>	Sep-19	Otoño	12.44	8.87	62.07	49.11	116	Oeste Interior
6	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.87	73.92	57.68	56	Oeste Interior
7	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.87	73.92	57.68	56	Oeste Interior
8	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.87	73.92	57.68	56	Oeste Interior
9	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.87	73.92	57.68	56	Oeste Interior
10	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.87	73.92	57.68	56	Oeste Interior
11	<i>M. niger</i>	Nov-19	Otoño	5.87	5.74	73.92	63.42	63	Oeste Interior
12	<i>C. calamus</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.57	73.92	57.68	56	Oeste Interior
13	<i>O. chrysurus</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.57	73.92	57.68	56	Oeste Interior
14	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.57	73.92	57.68	56	Oeste Interior
15	<i>O. chrysurus</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.57	73.92	57.68	56	Oeste Interior
16	<i>L. synagris</i>	Oct-19	Otoño	11.85	8.57	73.92	57.68	56	Oeste Interior
17	<i>O. chrysurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
18	<i>C. crysos</i>	Feb-20	Invierno	4.83	3.92	12.94	8.61	233	Oeste Interior
19	<i>M. plumieri</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
20	<i>L. analis</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
21	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
22	<i>L. maximus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
23	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
24	<i>L. maximus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
25	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
26	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
27	<i>L. maximus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
28	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
29	<i>L. maximus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
30	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
31	<i>O. chrysurus</i>	Jun-20	Verano	3.32	6.39	30.54	32.31	66	Este Interior
32	<i>E. saurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
33	<i>E. saurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
34	<i>E. saurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
35	<i>E. saurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
36	<i>E. saurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
37	<i>E. saurus</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
38	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
39	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
40	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
41	<i>L. analis</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
42	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
43	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
44	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
45	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
46	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
47	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior
48	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
49	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
50	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
51	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
52	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
53	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
54	<i>C. undecimalis</i>	Jul-20	Verano	13.81	4.98	50.93	33.23	166	Oeste Interior
55	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior
56	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior
57	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior
58	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior
59	<i>L. synagris</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior
60	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior

Apéndice 12. Variables Climáticas: Continuación.

# ID	Especies	Fecha de pesca	Estación anual	LPM (mm)	LPN (mm/años)		LA (mm)	LNA (mm)	% PN	Zona
61	<i>L. synagris</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
62	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
63	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
64	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
65	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
66	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
67	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
68	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
69	<i>C. undecimalis</i>	Aug-20	Verano	6.19	7.01	57.12	40.24	92	Oeste Interior	
70	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
71	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
72	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
73	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
74	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
75	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
76	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	
77	<i>L. synagris</i>	Feb-20	Invierno	4.52	2.36	8.38	5.77	233	Oeste Interior	

Apéndice 13. Variables ecológicas: Perfiles de hábitat: Según frecuentan o no, arrecifes, áreas arenosas, bahías, bosques de gorgonias, estuarios y lagunas, lodos, manglares, y pastos marinos.

# ID	Especies	Arrecifes	Áreas arenosas	Bahías	Bosques de gorgonias	Estuarios y Lagunas	Lodos	Manglares	Pastos marinos
1	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
2	<i>H. plumierii</i>	si	no	no	no	no	no	no	no
3	<i>E. guttatus</i>	si	no	no	no	no	no	no	no
4	<i>H. rufus</i>	si	no	no	no	no	no	no	no
5	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
6	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
7	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
8	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
9	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
10	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
11	<i>M. niger</i>	si	si	no	no	no	no	no	no
12	<i>C. calamus</i>	si	si	no	no	no	no	no	si
13	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
14	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
15	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
16	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
17	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
18	<i>C. crysos</i>	no	si	no	no	no	si	no	si
19	<i>M. plumieri</i>	no	no	no	no	no	no	no	no
20	<i>L. analis</i>	no	si	no	no	no	no	si	si
21	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
22	<i>L. maximus</i>	no	si	no	si	no	no	no	si
23	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
24	<i>L. maximus</i>	no	si	no	si	no	no	no	si
25	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
26	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
27	<i>L. maximus</i>	no	si	no	si	no	no	no	si
28	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
29	<i>L. maximus</i>	no	si	no	si	no	no	no	si
30	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
31	<i>O. chrysurus</i>	si	no	no	no	no	no	no	si
32	<i>E. saurus</i>	no	si	si	no	si	si	si	si
33	<i>E. saurus</i>	no	si	si	no	si	si	si	si
34	<i>E. saurus</i>	no	si	si	no	si	si	si	si
35	<i>E. saurus</i>	no	si	si	no	si	si	si	si
36	<i>E. saurus</i>	no	si	si	no	si	si	si	si
37	<i>E. saurus</i>	no	si	si	no	si	si	si	si
38	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
39	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si

Apéndice 13. Variables ecológicas: Continuación.

# ID	Especies	Arrecifes	Áreas arenosas	Bahías	Bosques de gorgonias	Estuarios y Lagunas	Lodos	Manglares	Pastos marinos
40	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
41	<i>L. analis</i>	no	si	no	no	no	no	si	si
42	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
43	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
44	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
45	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
46	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
47	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
48	<i>C. undecimalis</i>	no	si	no	no	si	no	no	si
49	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
50	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
51	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
52	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
53	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
54	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
55	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
56	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
57	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
58	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
59	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
60	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
61	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
62	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
63	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
64	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
65	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
66	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
67	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
68	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
69	<i>C. undecimalis</i>	no	si	si	no	si	no	no	si
70	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
71	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
72	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
73	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
74	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
75	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
76	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si
77	<i>L. synagris</i>	no	no	no	no	no	no	no	si

Apéndice 14. Variables ecológicas: Según frecuentan o no: Salinidad: marina, salobre, Dulce; Fondos: suave, fangoso, duro (rocoso); Zonas verticales: béntico, columna y superficie.

# ID	Especies	Marina	Salobre	Dulce	Suave	Fangoso	Duro	Béntico	Columna	Superficie
1	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
2	<i>H. plumieri</i>	Si	No	No	No	No	Si	Si	No	No
3	<i>E. guttatus</i>	Si	No	No	No	No	Si	Si	No	No
4	<i>H. rufus</i>	Si	No	No	No	No	Si	Si	No	No
5	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
6	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
7	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
8	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
9	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
10	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
11	<i>M. niger</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
12	<i>C. calamus</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
13	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
14	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
15	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
16	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
17	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
18	<i>C. crysos</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
19	<i>M. plumieri</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
20	<i>L. analis</i>	Si	Si	Si	Si	No	No	Si	No	No

Apéndice 14. Variables ecológicas. Continuación.

# ID	Especies	Marina	Salobre	Dulce	Suave	Fangoso	Duro	Béntico	Columna	Superficie
21	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
22	<i>L. maximus</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
23	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
24	<i>L. maximus</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
25	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
26	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
27	<i>L. maximus</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
28	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
29	<i>L. maximus</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
30	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
31	<i>O. chrysurus</i>	Si	Si	No	Si	No	No	No	Si	Si
32	<i>E. saurus</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
33	<i>E. saurus</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
34	<i>E. saurus</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
35	<i>E. saurus</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
36	<i>E. saurus</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
37	<i>E. saurus</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
38	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
39	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
40	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
41	<i>L. analis</i>	Si	Si	Si	Si	No	No	Si	No	No
42	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
43	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
44	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
45	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
46	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
47	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
48	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
49	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
50	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
51	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
52	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
53	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
54	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
55	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
56	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
57	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
58	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
59	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
60	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
61	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
62	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
63	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
64	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
65	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
66	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
67	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
68	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
69	<i>C. undecimalis</i>	Si	Si	Si	No	Si	No	Si	No	No
70	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
71	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
72	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
73	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
74	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
75	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
76	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No
77	<i>L. synagris</i>	Si	No	No	Si	No	No	Si	No	No

Apéndice 15. Variables de Pesquería: Muestra independiente de pescadores (SEAMAP), Pescadería Dockey y los sectores El Seco y La Mora en el municipio de Mayagüez (D), Pescadería Kadmiel en el municipio de Naguabo (K) y Villa Pesquera Puerto Real en el municipio de Cabo Rojo (PR).

# ID	Especies	Desembarcos	Zona de pesca	Ubicación/ Estación.	Artes de Pesca	Tipo de anzuelo	Tamaño anzuelo
1	<i>O. chrysurus</i>	SEAMAP	Oeste	254	Palangre	C	9/0
2	<i>H. plumieri</i>	SEAMAP	Oeste	254	Palangre	C	9/0
3	<i>E. guttatus</i>	SEAMAP	Oeste	254	Palangre	C	9/0
4	<i>H. rufus</i>	SEAMAP	Oeste	254	Cordel	J	9
5	<i>O. chrysurus</i>	SEAMAP	Oeste	342	Palangre	C	9/0
6	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	330	Cordel	J	9
7	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	330	Cordel	J	9
8	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	330	Cordel	C	9/0
9	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	330	Cordel	C	9/0
10	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	330	Cordel	J	9
11	<i>M. niger</i>	SEAMAP	Oeste	287	Cordel	J	9
12	<i>C. calamus</i>	SEAMAP	Oeste	274	Palangre	C	9/0
13	<i>O. chrysurus</i>	SEAMAP	Oeste	345	Cordel	C	9/0
14	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	345	Cordel	C	9/0
15	<i>O. chrysurus</i>	SEAMAP	Oeste	303	Palangre	C	9/0
16	<i>L. synagris</i>	SEAMAP	Oeste	354	Cordel	J	9
17	<i>O. chrysurus</i>	SEAMAP	Oeste	263	Palangre	C	9/0
18	<i>C. crysos</i>	SEAMAP	Este	85	Palangre	C	9/0
19	<i>M. plumieri</i>	SEAMAP	Oeste	295	Palangre	C	9/0
20	<i>L. analis</i>	SEAMAP	Oeste	309	Palangre	C	9/0
21	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	9
22	<i>L. maximus</i>	K	Este	Sur de Vieques	Arpón		9
23	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	9
24	<i>L. maximus</i>	K	Este	Sur de Vieques	Arpón		9
25	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	9
26	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	9
27	<i>L. maximus</i>	K	Este	Sur de Vieques	Arpón		9
28	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	10
29	<i>L. maximus</i>	K	Este	Sur de Vieques	Arpón		10
30	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	10
31	<i>O. chrysurus</i>	K	Este	Fajardo	Cordel	J	10
32	<i>E. saurus</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
33	<i>E. saurus</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
34	<i>E. saurus</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
35	<i>E. saurus</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
36	<i>E. saurus</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
37	<i>E. saurus</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
38	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
39	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
40	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
41	<i>L. analis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
42	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
43	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
44	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
45	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
46	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
47	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Cordel	J	10
48	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
49	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
50	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
51	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
52	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
53	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
54	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
55	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
56	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
57	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
58	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
59	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
60	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
61	<i>L. synagris</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
62	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10

Apéndice 15. Variables de Pesquería. Continuación.

# ID	Especies	Desembarcos	Zona de pesca	Ubicación/ Estación.	Artes de Pesca	Tipo de anzuelo	Tamaño anzuelo
63	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
64	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
65	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
66	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
67	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
68	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
69	<i>C. undecimalis</i>	D	Oeste	Mayagüez	Caña de pescar	J	10
70	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
71	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
72	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
73	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
74	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
75	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
76	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9
77	<i>L. synagris</i>	PR	Oeste	Cabo Rojo	Cordel	J	9