

Artículo original

Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano

Trophic ecology and incidental ingestion of microplastics in fish (Sciaenidae) and its relationship with environmental dynamics in Tumaco Bay, Colombian Pacific

● José Vivas-Sánchez^{1,*}, ● Diego Gamboa-García¹, ● Guillermo Duque²

¹ Grupo de Investigación en Ecología Y Contaminación Acuática, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira

² Facultad de Ingeniería y Administración, Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira

Resumen

La familia de peces Sciaenidae es importante para el comercio y la soberanía alimentaria de los habitantes de la bahía de Tumaco, en el Pacífico colombiano. Sin embargo, hay pocos estudios sobre sus hábitos tróficos en esta bahía. En ese contexto, en este estudio nos propusimos determinar la ecología trófica y la ingesta incidental de microplásticos en peces Sciaenidae, así como su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco. Para ello se hicieron cuatro muestreos (2020-2021) con artes de pesca artesanales (anzuelo, changa, transmallo) y se capturaron 467 individuos para examinar el contenido estomacal de los peces. Los ítems alimentarios fueron pesados y clasificados. Se estimó para cada especie la preferencia de presa, la similitud y diferencias espaciotemporales en las dietas y la asociación entre la dieta y los factores ambientales. Se encontró que los crustáceos representaron un ítem alimentario de consumo constante (92 %) y de gran importancia (80 %) para la mayoría de las especies. Además, los mayores consumos de crustáceos se presentaron en la zona externa del estuario, asociada a una mayor salinidad, oxígeno disuelto y transparencia, lo que determina mayor abundancia y riqueza de este recurso. Por otro lado, se detectó la ingesta incidental de microplásticos en 30 ejemplares, pertenecientes a 10 especies (70 % de ellas de interés comercial). Se concluyó que en la bahía de Tumaco se aprovechan los crustáceos, un recurso alimenticio común y abundante, y se evidenció la presencia de microplásticos en los peces.

Palabras clave: Ecosistemas costeros; Hábitos tróficos; Microplástico; Pesca artesanal; Red trófica.

Abstract

The Sciaenidae family of fish is important for trade and food sovereignty for the inhabitants of Tumaco Bay, Colombian Pacific. However, there are few studies on its trophic habits in this bay. In this sense, our objective was to determine the trophic ecology and incidental ingestion of microplastics in the Sciaenidae family, as well as its relationship with the environmental dynamics on Tumaco Bay. We collected four samples (2020-2021) with artisanal fishing gear (hook and line, trawl net, gillnet), capturing 467 individuals. Then, we examined the stomach content of the fish and weighed and classified the food items. We estimated the prey preference, similarity, and diet spatiotemporal differences in each species and the association between diet and environmental factors. We found that crustaceans represented a constant food item (92%) of high importance (80%) for most species. Besides, the highest crustacean consumption occurred in the outer zone of the estuary, associated with higher salinity, dissolved oxygen, and transparency, which favors the abundance and richness of this item. On the other hand, incidental consumption of microplastics was detected in 30 specimens belonging to 10 species (70% of them are of commercial interest). We concluded that crustaceans, a common and abundant food resource in Tumaco Bay, are presently exploited, but the presence of microplastics in fish was evidenced.

Keywords: Artisanal fishing; Coastal ecosystem; Food web; Microplastic; Trophic habits.

Citación: Vivas-Sánchez J, Gamboa-García D, Duque G. Ecología trófica y consumo incidental de microplásticos en peces (Sciaenidae) y su relación con la dinámica ambiental en la bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 47(184)571-590, junio-septiembre de 2023. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyfn.1893>

Editor: Arturo Acero

***Correspondencia:**

José Vivas-Sánchez;
jvivass@unal.edu.co

Recibido: 20 de marzo de 2023

Aceptado: 22 de agosto de 2023

Publicado en línea: 18 de septiembre de 2023



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Los estuarios son ecosistemas de transición que se caracterizan por presentar gradientes ambientales producto, ante todo, de la mezcla entre los sistemas marinos y de agua dulce (Ferreira *et al.*, 2019). Estas zonas son muy productivas, exhiben variaciones naturales en los parámetros bióticos y abióticos, y presentan cambios estacionales (Mcelligott & Chick, 1996) que, en su conjunto, influyen en la disponibilidad de recursos, así como en las estrategias de alimentación de la biota (Blasina *et al.*, 2016) Sciaenidae. En consecuencia, la dinámica de los parámetros oceanográficos dentro de un área relativamente pequeña y semicerrada resulta en una diversidad de hábitats, así como en la complejidad de los factores naturales y las interferencias antrópicas, entre estas, la contaminación (Ferreira *et al.*, 2019).

En este sentido, los peces que pasan mayor tiempo en los estuarios son vulnerables al consumo incidental de todo tipo de contaminantes, especialmente de microplásticos (Ferreira *et al.*, 2019). Los microplásticos son micropartículas sintéticas con un diámetro inferior a los 5 mm, que se generan de fuentes primarias y secundarias. Los microplásticos primarios se fabrican intencionalmente para diversas aplicaciones, entre las que se destacan los productos de cuidado personal y cosméticos (por ejemplo, limpiadores faciales, detergentes, pasta de dientes, polvos faciales, cremas desvanecedoras, espumas de afeitado, entre muchos otros); los secundarios, por su parte, se originan a partir de procesos físicos, químicos y biológicos que resultan en la fragmentación del plástico (Ashrafy *et al.*, 2023). Los microplásticos pueden llegar a los estuarios a través de la disposición directa de residuos sólidos, el desgaste de las redes de pesca y transportados en los efluentes domésticos (Barletta *et al.*, 2020).

Asimismo, los microplásticos pueden ser fácilmente ingeridos por la fauna acuática debido a su alta biodisponibilidad y su tamaño (Lusher, 2015). La ingestión de microplásticos puede provocar diversas anomalías morfológicas en los peces, estrés oxidativo y fisiológico, reducción de las actividades enzimáticas, falsa satisfacción del hambre, baja tasa de crecimiento, complicaciones reproductivas (Sutton *et al.*, 2016), así como obstrucciones internas y daños en el tracto digestivo (Baalkhuyur *et al.*, 2018). Además, se ha registrado que la presencia de microplásticos en el tracto gastrointestinal puede generar efectos negativos asociados con los aditivos incorporados durante su fabricación o los contaminantes ambientales absorbidos por los plásticos en el transcurso del tiempo (Rochman *et al.*, 2013). Por otro lado, estas partículas pueden biomagnificarse a lo largo de las redes tróficas debido a su naturaleza no degradable (Reisser *et al.*, 2014). Por lo tanto, los depredadores superiores pueden estar más expuestos tanto a la ingestión directa como a la transferencia trófica de una presa previamente contaminada con microplásticos (Ferreira *et al.*, 2019).

Por ello, cobra importancia el estudio de la ecología trófica de los peces, ya que permite examinar la superposición de nichos ecológicos y la competencia entre depredadores, e investigar las relaciones intraespecíficas e interespecíficas en la red trófica, siendo esto fundamental en los modelos de pesquerías de múltiples especies (Sá *et al.*, 2006). Para comprender la ecología trófica de los peces deben estudiarse sus hábitos alimentarios. Sin embargo, dadas las dificultades inherentes a la observación *in situ* de dichos hábitos, se ha utilizado el análisis del contenido estomacal como el método más común para estudiar su dieta (Sá *et al.*, 2006). También, los hábitos alimentarios y la distribución espaciotemporal son muy variados, lo cual reduce la competencia por recursos (Piet *et al.*, 1998). Muchos de los patrones de comportamiento y las adaptaciones morfológicas de las especies han evolucionado en respuesta a la necesidad de capturar alimentos, los requisitos de reproducción y la evasión de depredadores (Labropoulou & Eleftheriou, 1997). Así, dichas adaptaciones les permiten aprovechar determinados tipos de presa (Russo *et al.*, 2008).

En el caso de los peces de la familia Sciaenidae (conocidos comúnmente como corvinas), se han registrado especies demersales que habitan fondos lodosos o arenosos (Rueda *et al.*, 2006), en su mayoría de hábitos costeros y dependencia estuarina durante

etapas ontogénicas debido a su gran adaptabilidad a las condiciones fisicoquímicas fluctuantes (temperatura, salinidad, turbidez y oxígeno disuelto) (Blasina *et al.*, 2016). En el Pacífico colombiano se han registrado 49 especies (Muriel-Hoyos & Carmona-Guerra, 2020), las cuales contribuyen de manera importante a la riqueza y ensamblaje de peces demersales en él (Sánchez-Gil & Yáñez-Arancibia, 1998). Son principalmente depredadores y su dieta incluye peces pequeños, invertebrados bentónicos y cefalópodos (Castro, 2019). Constituyen un componente importante de las pesquerías artesanales y de arrastre industrial, siendo el grupo más diverso y uno de los de mayor abundancia dentro de la captura incidental del camarón de aguas someras (Castro, 2019; Martínez-Muñoz, 2012; Zárrate, 2008) Además, constituyen una importante fuente de proteína y son apetecidos comercialmente en el mercado local y nacional (Rueda *et al.*, 2006).

Los peces de la familia Sciaenidae en la bahía de Tumaco han sido importantes para el comercio y la soberanía alimentaria de los habitantes de la zona; sin embargo, se registran pocos estudios sobre sus hábitos tróficos en esta bahía. Por ello, en este estudio nos propusimos determinar la ecología trófica y el consumo incidental de microplásticos en peces de la familia Sciaenidae, y su variación con respecto a las dinámicas ambientales en la bahía de Tumaco. Por un lado, se esperaba que las variaciones espaciotemporales en la bahía influyeran en la abundancia y la disponibilidad de diversas presas apetecibles para los peces, por lo que se presentarían diferentes nichos entre especies. Por otro lado, teniendo en cuenta la inadecuada gestión de residuos sólidos en la bahía de Tumaco y la gran cantidad de residuos plásticos que terminan en las zonas costeras (Villarreal & Bastidas, 2016), se esperaba encontrar en los peces de la familia Sciaenidae la ingesta incidental de microplásticos debido a dicha contaminación.

Materiales y métodos

Área de estudio

La bahía de Tumaco se ubica en el extremo sur de la costa pacífica colombiana, en el departamento de Nariño, entre la latitud $1^{\circ} 45'$ y $2^{\circ} 00'$ N y la longitud $78^{\circ} 30'$ y $78^{\circ} 45'$ W, con un área aproximada de 350 km^2 y profundidades que varían entre 0 y 50 m (Figura 1) (Tejada, 2003); recibe el aporte de ocho ríos, entre los cuales se destacan el Rosario, el Mira y el Patía. Este hecho, y la gran cantidad de sedimentos que recibe, hacen de la bahía un sistema hidrográfico complejo (Tejada *et al.*, 2003). La bahía presenta, además, las temperaturas más bajas del Pacífico colombiano debido a factores como la radiación solar, la distribución de vientos, las precipitaciones, la intensidad de los aportes fluviales en las desembocaduras de los ríos y las variaciones de la corriente de Humboldt y la

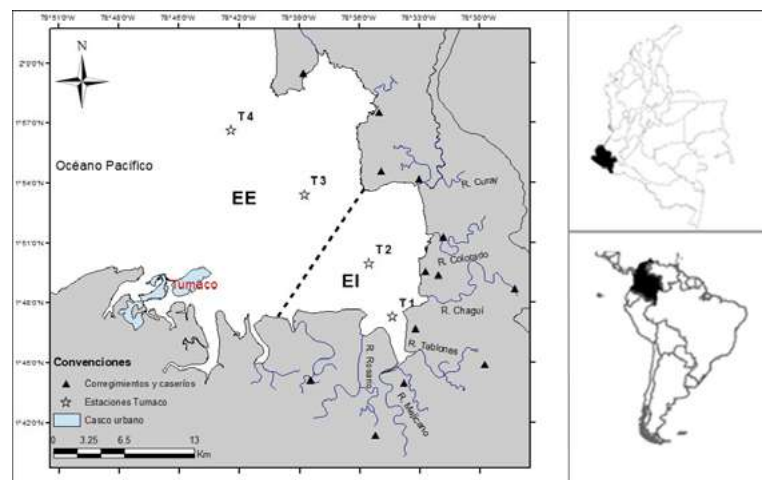


Figura 1. Bahía de Tumaco: área de estudio y estaciones de muestreo

contracorriente ecuatorial (**IDEAM-METEO**, 2008). También registra una alta humedad, con un promedio anual superior al 86 %, una elevada nubosidad y pocas horas de brillo solar durante la mayor parte del año (**Tejada et al.**, 2003).

Cabe destacar que el sitio de muestreo se dividió en dos sectores: estuario interno (EI) y estuario externo (EE) (**Figura 1**). El estuario interno se caracteriza por una mayor influencia de las aguas dulces y sedimentos provenientes de la descarga de los ríos, en tanto que el externo presenta agua más salada y una mayor influencia marina (**Piccolo & Perillo**, 1997).

Fase de campo

Se hicieron cuatro muestreos en el periodo entre la temporada lluviosa (febrero-marzo) y la seca (octubre-diciembre) de 2020 y 2021 en cuatro estaciones de la bahía de Tumaco (**Figura 1**). En cada estación se midieron por triplicado los parámetros fisicoquímicos del agua: salinidad (ups), temperatura (°C) y oxígeno disuelto (mg/L), con una sonda multiparamétrica (Thermo Scientific Orion Five Stars), así como la transparencia (cm), con un disco Secchi.

Se obtuvieron muestras biológicas (peces) en cada estación mediante tres artes de pesca artesanales: línea de anzuelo o palangre de fondo, red de arrastre o changa y trasmallo. La línea de anzuelo de 10 mm de calibre, con una distancia entre anzuelos de 1,5 m y de fondo a boya de 1,2 m, situada a 7 m de profundidad, con un tiempo efectivo de pesca de 45 a 50 min. La red de arrastre o changa tenía un ojo de malla de 25,4 mm, un largo de relinga de 6 m y se situó a una profundidad de 12 m en T₁ y T₂ y 18 m en T₃ y T₄, con un tiempo efectivo de pesca de 10 a 11 min. El trasmallo tenía un ojo de malla de 50,8 mm, un largo de red de 360 m, y se situó a una profundidad de 3 m, con un tiempo efectivo de pesca de 30 a 60 min. Los peces capturados se separaron en bolsas plásticas rotuladas con el número de la estación y el arte de pesca y posteriormente se almacenaron en neveras con hielo para llevarlos al laboratorio, con el fin de identificarlos y procesarlos.

Fase de laboratorio

Los peces recolectados fueron identificados taxonómicamente siguiendo las claves de identificación de la FAO (**Fischer et al.**, 1995), las bases de datos de Fishbase (**Froese & Pauly**, 2022) y del Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales (**Robertson & Allen**, 2015), y a partir de la revisión bibliográfica. Después se midieron las longitudes total y estándar y el peso total de cada individuo.

Se extrajo el estómago y se conservó en formol al 4 %. Los ítems alimentarios se observaron en el estereoscopio y se clasificaron en las siguientes categorías: crustáceos (Cru), peces (Pe), moluscos (Mol), anélidos (An), detritos (De), microplásticos (MP) y material digerido. Estos ítems se secaron en el horno a 70 °C durante 24 h y posteriormente se contaron y pesaron en una balanza analítica (precisión de 0,0001 g) (**Majdi et al.**, 2018). Para la correcta identificación de microplásticos se realizó una prueba de resistencia térmica.

Tratamiento de datos

Con el fin de determinar la ecología trófica, se calcularon los siguientes índices: composición numérica (CN) (Ec.1), composición gravimétrica (CG) (Ec.2), y frecuencia de presencia de presas (FO) (Ec.3). Además, la importancia de cada presa se determinó mediante el índice de importancia relativa (IIR) (Ec.4) y se determinó el coeficiente de vacuidad (CV) (Ec.5) (**Cagua et al.**, 2013; **Duque & Acero**, 2003; **Taufert et al.**, 2021). También se hizo un análisis de varianza multivariante permutacional (permANOVAs) utilizando 9999 permutaciones, con p<0,05 como diferencia significativa, así como un análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) transformando los datos (raíz cuadrada) y utilizando las matrices de similitud de Bray-Curtis para establecer diferencias y asociaciones entre la dieta de las especies.

Composición numérica (CN)

$$CN = 100 * \frac{\text{Número de presas del ítem } i}{\text{Número total de presas}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Composición gravimétrica (CG)

$$CG = 100 * \frac{\text{Peso de las presas del ítem } i}{\text{Peso de todas las presas}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Frecuencia de ocurrencia de presas (FO)

$$FO = 100 * \frac{\text{Ocurrencias de presas del ítem } i}{\text{Número total de estómagos con alimento}} \quad (\text{Ecuación 3})$$

Clasificación de las presas en:

- Constantes (presente en más del 50 % de las muestras)
- Accesorias (entre 25 y 50 %)
- Accidental (menos de 25 %)

Índice de importancia relativa (IIR)

$$IIR = FO * CG \quad (\text{Ecuación 4})$$

Clasificación de la importancia de las presas en:

- Baja (0 – 10 %)
- Secundaria (10 – 40 %)
- Alta (40 – 100 %)

Coefficiente de vacuidad

$$CV = 100 * \frac{\text{Número de estómagos vacíos}}{\text{Número total de estómagos analizados}} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Para evaluar el efecto de la madurez sobre la ecología trófica, los individuos se dividieron según su longitud total en juveniles y adultos, como se observa en las ecuaciones 6 y 7 (Tirado-Ibarra *et al.*, 2018). Para detallar la variación espaciotemporal, se utilizaron el nMDS y el permANOVAs para identificar las asociaciones y los cambios en la dieta de las especies ocurridos entre épocas (lluvia-seca) y áreas (interna-externa).

$$\text{Log } L_{\infty} = 0,044 + 0,9841 * \text{Log } (\text{Talla máxima}) \quad (\text{Ecuación 6})$$

$$\text{Talla de madurez} = 0,8979 * \text{Log } L_{\infty} - 0,0782 \quad (\text{Ecuación 7})$$

Con el fin de relacionar la ecología trófica con la dinámica ambiental, inicialmente se hicieron nMDS para determinar la agrupación entre la dieta de las especies y los parámetros ambientales del agua. Además, se establecieron modelos aditivos generalizados (GAM) relacionando la respuesta de consumo de cada ítem alimentario con los parámetros fisicoquímicos del agua. Estos modelos son sensibles a asociaciones no lineales entre variables en las que los grados de libertad efectivos (edf) son un indicador del grado de no linealidad; los valores de edf equivalentes a 1 indican una relación lineal y los valores superiores indican relaciones no lineales. La desviación explicada representa la medida generalizada de bondad de ajuste (Hunsicker *et al.*, 2016).

Por último, se detectaron los peces con ingestión de microplásticos, se detalló el estado de madurez, la época y la zona, y se hicieron GAM para relacionar su consumo con los parámetros fisicoquímicos del agua. Asimismo, los microplásticos encontrados se examinaron visualmente, se contabilizaron y se describieron (tipo y color).

Resultados

Ecología trófica

Se evaluaron 467 individuos pertenecientes a 26 especies, de los cuales 93 no presentaron contenido estomacal (CV=19,91 %). Las especies con mayor vacuidad fueron *Cynoscion analis* (CV=66,67 %), *Cynoscion squamipinnis* (CV=33,33 %), *Stellifer typicus* (CV=31,09 %), *Stellifer fuerthii* (CV=21,74 %) y *Stellifer melanocheir* (CV=21,05 %) (Tabla 1).

En cuanto a los 374 ejemplares restantes, se encontró que para *S. typicus*, *S. pizarroensis*, *Larimus argenteus*, *S. melanocheir* y *S. oscitans* los crustáceos representaron un ítem alimentario muy importante y de consumo constante (IIR>40 % y FO>50 %), siendo

Tabla 1. Índices tróficos por especie

Especie	n ^a	CV (%)	Frecuencia				Importancia							
			Constante	Accesoria		Accidental	Alta	Secundaria		Baja				
			Cru		Pe		Mol		An		De		MP	
			FO (%)	IIR (%)	FO (%)	IIR (%)	FO (%)	IIR (%)	FO (%)	IIR (%)	FO (%)	IIR (%)	FO (%)	IIR (%)
<i>Stellifer typicus</i>	119	31,09	93,90	84,27	20,73	1,62			1,22		17,07	0,36	9,76	0,01
<i>Stellifer pizarroensis</i>	73	13,70	93,65	83,45	23,81	1,28	3,17	0,03	1,59	0,01	4,76	0,10	6,35	0,01
<i>Stellifer imiceps</i>	64	7,81	96,61	86,06	15,25	0,35	1,69	0,01	5,08	0,13	27,12	1,39	1,69	
<i>Larimus argenteus</i>	48	14,58	97,56	89,06	17,07	0,42	4,88	0,02	2,44	0,01	17,07	0,47	17,07	0,06
<i>Stellifer melanocheir</i>	38	21,05	96,67	89,72	6,67	0,06	3,33	0,02	3,33	0,03	10	0,10	3,33	0,02
<i>Stellifer fuerthii</i>	23	21,74	100	84,76	5,56	0,08					33,33	4,62		
<i>Stellifer illecebrosus</i>	16	6,25	100	86,28	6,67				6,67	0,06	26,67	2,96	20	0,34
<i>Paralonchurus dumerilii</i>	13	7,69	58,33	22,64	25	0,07	16,67	1,53	50	15,31	66,67	14,08		
<i>Cynoscion analis</i>	12	66,67	100	99,83							25	0,04		
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	12	33,33	62,50	36,64	62,50	25,11					12,5	0,01	37,50	0,40
<i>Stellifer oscitans</i>	12	25,00	100	98,69	22,22	0,29								
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	6	16,67	40	16	40	15,99	20	4,00			20		20	0,01
<i>Stellifer ericymba</i>	5		100	92,31							40	3,08		
<i>Stellifer mancorensis</i>	4	25,00	100	92,70	66,67	2,65			33,33	1,11				
<i>Menticirrhus nasus</i>	3	33,33	100	97,19	50	1,40								
<i>Menticirrhus panamensis</i>	3	33,33	100	54,56	50	0,10			50	17,91	50	4,71		
<i>Paralonchurus petersi</i>	3		100	69,14					33,33	6,58	33,33	3,70		
<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	2		100	36,82	100	41,15					50	11,01		
<i>Cynoscion reticulatus</i>	2		100	100										
<i>Stellifer chrysoleuca</i>	2		100	99,94									50	0,03
<i>Stellifer strabo</i>	2		100	56,82							50	21,59		
<i>Isopisthus remifer</i>	1		100	67,50	100	32,41							100	0,09
<i>Larimus effulgens</i>	1		100	100										
<i>Menticirrhus elongatus</i>	1		100	47,54							100	52,46		
<i>Nebris occidentalis</i>	1		100	99,51							100	0,49		
<i>Paralonchurus peruanus</i>	1				100	100								

^a n = número de individuos; IIR = Índice de importancia relativa; FO = Frecuencia de ocurrencia de presas

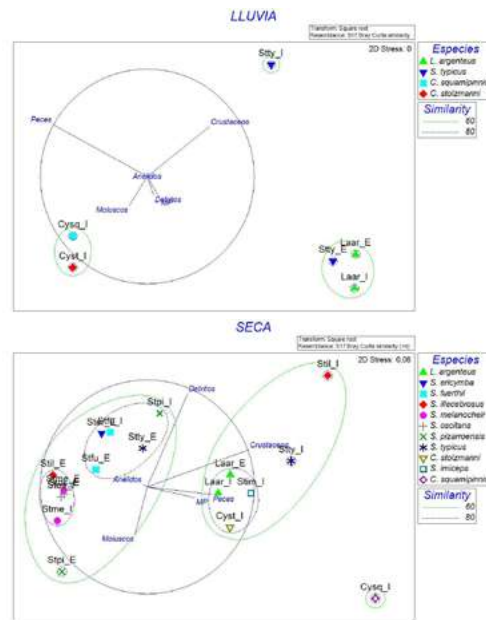


Figura 3. Análisis nMDS de la dieta de algunas especies de la familia Sciaenidae presentes en las temporadas de lluvia y seca. En el gráfico las especies se denominan con las dos primeras letras del género y la especie, así como del sector del estuario (I=interno; E=externo).

de detritos. En contraste, *C. squamipinnis* y *C. stolzmanni* compartieron nicho, compuesto por el consumo de peces exclusivamente en la zona interna, aunque *C. stolzmanni* también presentó un ligero aprovechamiento de moluscos.

En la temporada seca se observó una mayor diversidad de especies (23), de las cuales *S. typicus* (n=75), *S. pizarroensis* (n=63), *S. imiceps* (n=59), *L. argenteus* (n=32), *S. melanocheir* (n=30), *S. illecebrosus* (n=15) y *P. dumerilii* (n=12) representaron el 80 % de la abundancia. En esta época los crustáceos y los detritos fueron las presas que explicaron en mayor medida la distribución y agrupación de las especies según su nicho alimentario (**Figura 3**). Por un lado, *L. argenteus* estuvo presente en ambas zonas y, con un 80 % de similitud, compartió nicho alimentario con *S. imiceps* y *C. stolzmanni* en el área interna, caracterizada por un elevado consumo de crustáceos y, en menor medida, de peces. Por otro lado, *S. fuerthii*, presente en ambas zonas, con un 80 % de similitud, compartió nicho con *S. ericymba* y *S. typicus* en el área externa y con *S. pizarroensis* en la interna, caracterizándose por una dieta de crustáceos y detritos. Además, *S. melanocheir* y *S. oscitans*, presentes en ambas zonas, compartieron con una similitud de 80 % nicho alimentario con *S. illecebrosus* en el área externa; su dieta se compuso de crustáceos y un bajo contenido de detritos.

En el caso de aquellas especies que no compartieron nicho alimentario con otras, o presentaron diferencias en su nicho entre zonas, se encontró que *S. typicus* se alimentó mayormente de crustáceos en el área interna, en tanto que en *S. illecebrosus* hubo un mayor aprovechamiento de crustáceos y detritos en la zona interna. En contraste, *S. pizarroensis* en el área externa estuvo más influenciada por el consumo de moluscos y en la interna, por el de detritos. Por último, *C. squamipinnis* se diferenció de las demás especies porque presentó un nicho de elevada ingesta de peces.

Como puede observarse en la **tabla 1** y la **figura 3**, el recurso alimentario más importante para la mayoría de las especies de la familia Sciaenidae fueron los crustáceos y, en menor medida, los peces. En cuanto a las variaciones espaciales, se presentaron mayores o menores aprovechamientos de los recursos alimentarios, pero no se encontraron cambios en la presa principal entre sectores. En lo que respecta a las especies presentes tanto

en época seca como de lluvia, se halló que la dieta de *L. argenteus* estuvo compuesta principalmente por crustáceos en ambas temporadas. Por otro lado, *S. typicus* consumió más crustáceos en temporada seca ($23,64 \pm 3,57$ mg) que en la de lluvias ($22,32 \pm 10,65$ mg) (**Tabla 2**). En el caso del género *Cynoscion*, se encontró que *C. stolzmanni* presentó cambios en la dieta: en temporada lluviosa esta se compuso principalmente de peces ($58,55 \pm 26,94$ mg), en tanto que en la temporada seca primaron los crustáceos ($18,90 \pm 10,32$ mg). Por su parte, *C. squamipinnis* consumió en ambas épocas principalmente peces, siendo mayor el consumo en la temporada lluviosa ($101,20 \pm 34,37$ mg) que en la seca ($58,38 \pm 51,72$ mg).

En cuanto a la variación temporal en la dieta, se encontró que los adultos de *S. typicus* presentaron diferencias ($p(\text{PERM}) < 0,05$) en el consumo de crustáceos entre épocas, con un mayor aprovechamiento del recurso alimentario en la estación seca ($39,78 \pm 5,24$ mg) que en la de lluvia ($30,63 \pm 17,37$ mg) (**Tabla 3**).

Relación entre ecología trófica y dinámica ambiental

En época lluviosa se observó que *L. argenteus* presentó elevados consumos de crustáceos en ambos sectores del estuario, lo que se asoció con aguas de alta salinidad, concentración de oxígeno disuelto y transparencia. Algo similar ocurrió con *S. typicus* en el sector

Tabla 2. Variación en el consumo promedio de ítems alimentarios de especies comparables por temporadas.

Especie	n	Crustáceos (mg)	Peces (mg)	Detritos (mg)	MP (CN)
Temporada de lluvia					
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	2		$101,20 \pm 34,37$	$0,15 \pm 0,11$	$29,17 \pm 4,17$
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	3		$58,55 \pm 26,94$	$0,03 \pm 0,03$	$33,33 \pm 33,33$
<i>Larimus argenteus</i>	9	$21,99 \pm 7,30$	$0,04 \pm 0,04$	$0,09 \pm 0,05$	$6,48 \pm 4,34$
<i>Stellifer typicus</i>	7	$22,32 \pm 10,65$	$0,96 \pm 0,54$		$4,76 \pm 4,76$
Temporada seca					
<i>Cynoscion squamipinnis</i>	6	$16,65 \pm 7,45$	$58,38 \pm 51,72$		$4,17 \pm 4,17$
<i>Cynoscion stolzmanni</i>	2	$18,90 \pm 10,32$			
<i>Larimus argenteus</i>	32	$16,09 \pm 2,91$	$0,20 \pm 0,13$	$0,23 \pm 0,13$	$3,68 \pm 1,81$
<i>Stellifer typicus</i>	75	$23,64 \pm 3,57$	$2,81 \pm 2,63$	$0,43 \pm 0,28$	$3,56 \pm 1,34$

Los valores se presentan como promedio \pm error estándar. CN: composición numérica; MP: Microplásticos

Tabla 3. Variación espaciotemporal en la dieta de *Stellifer typicus* según su estado de madurez.

	n	Crustáceos (mg)	Peces (mg)	Detritos (mg)	MP (CN)
Adultos					
Lluvia	4	$30,63 \pm 17,37^b$	$0,92 \pm 0,72$		
Seca	37	$39,78 \pm 5,24^a$	$0,11 \pm 0,06$	$0,65 \pm 0,56$	$2,25 \pm 1,28$
Interno	40	$38,94 \pm 5,16$	$0,20 \pm 0,10$	$0,61 \pm 0,52$	$2,08 \pm 1,18$
Externo	1	$36,80 \pm 0,00$			
Juveniles					
Lluvia	3	$11,25 \pm 3,16$	$1,00 \pm 0,82$	0	$11,11 \pm 11,11$
Seca	38	$6,42 \pm 1,45$	$0,36 \pm 0,17$	$0,22 \pm 0,08$	$4,82 \pm 2,34$
Interno	34	$6,57 \pm 1,60$	$0,37 \pm 0,19$	$0,18 \pm 0,07$	$5,39 \pm 2,61$
Externo	7	$7,75 \pm 2,03$	$0,54 \pm 0,39$	$0,33 \pm 0,30$	$4,76 \pm 4,76$

Los valores se presentan como promedio \pm error estándar. Las diferencias significativas se denominaron con letras ordenadas alfabéticamente, siendo la mayor la b. CN: composición numérica; MP: Microplásticos

externo (**Figura 4**). Por otro lado, *C. squamipinnis* y *C. stolzmanni* presentaron un mayor consumo de peces exclusivamente en el área interna, asociado con aguas cálidas y de mayor transparencia, pero de baja salinidad y oxígeno disuelto, características éstas de las aguas más dulces del estuario con influencia de los ríos. En época seca *C. squamipinnis* también exhibió una tendencia piscívora relacionada con las áreas más internas de aguas cálidas del estuario.

Por otra parte, en la temporada seca *L. argenteus*, consumidor de crustáceos, tuvo presencia en aguas de alta salinidad y oxígeno disuelto, condiciones más marinas, en tanto que en especies con dietas mixtas se presentaron las siguientes asociaciones: *C. stolzmanni* y *S. imiceps* con una dieta de crustáceos y peces asociada a aguas de baja transparencia, salinidad y oxígeno disuelto. En contraste, *S. fuerthii*, *S. ericymba*, *S. melanocheir* y *S. oscitans* tuvieron dietas compuestas por crustáceos y detritos, asociados con altos niveles de salinidad, oxígeno disuelto y transparencia.

Con respecto a aquellas especies que presentaron cambios en su nicho alimentario entre áreas, se observó que, en la externa, *S. typicus* consumió principalmente crustáceos, lo cual se asoció con mayores salinidades y oxígeno disuelto, condiciones propiamente marinas, en tanto que en el área interna su nicho alimentario se caracterizó por un mayor consumo de crustáceos y, en menor medida, de peces, lo que se asoció con menores salinidades y oxígeno disuelto, así como aguas más cálidas. En cuanto a *S. illecebrosus*, en la zona interna tuvo mayores consumos de crustáceos y detritos asociados a aguas un poco más cálidas y menos transparentes. Además, en el área interna se observó que *S. pizarroensis* presentó mayor consumo de detritos asociado a una menor transparencia, salinidad y oxígeno disuelto.

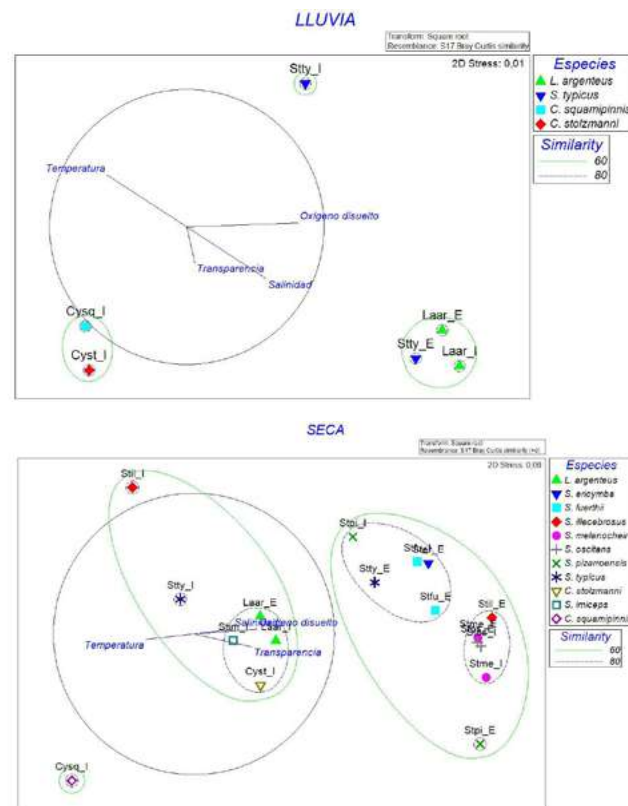


Figura 4. Asociación de la dieta de algunas especies de Sciaenidae con la dinámica ambiental en las temporadas lluviosa y seca. En el gráfico las especies se denominan con las dos primeras letras del género y la especie, así como del sector del estuario (I=interno; E=externo).

En general, cada especie de la familia Sciaenidae presentó una asociación particular entre el mayor aprovechamiento de los recursos alimentarios y las variables ambientales, lo cual indicaría que los peces aprovecharon de manera diferente el recurso, según sus especificaciones fisiológicas y adaptaciones a los microhábitats, haciendo más eficiente la transferencia de biomasa y la energía en el estuario.

En el análisis específico, se determinó que el consumo de crustáceos de *S. typicus* presentó relaciones significativas no lineales con la temperatura, el oxígeno disuelto y la transparencia (Tabla 4). El mayor consumo de crustáceos se asoció con un aumento de la temperatura de entre 27 y 28 °C (Figura 5a). Con respecto al oxígeno disuelto, el mayor consumo de crustáceos ocurrió en valores mínimos, de 5,5 mg/L, y máximos, de 8,5 mg/L (Figura 5b), en tanto que con valores intermedios de transparencia (70 cm), se presentó el mayor aprovechamiento (Figura 5c). Además, en *S. typicus* se determinó una relación no lineal entre el consumo de peces y la temperatura, en la cual el mayor consumo de peces sucedió en aguas por encima de 28 °C (Figura 5d). Estos resultados mostraron un cambio en la alimentación de peces y crustáceos direccionado por los cambios en la temperatura, pues en aguas más frías *S. typicus* se alimentó principalmente de crustáceos (Figura 5a), pero en aguas más cálidas se observó un aumento en el consumo de peces (Figura 5d).

Con respecto a *S. imiceps*, el consumo de crustáceos se relacionó de manera no lineal con la salinidad y transparencia (Tabla 4) y fue significativamente mayor en aguas más salinas (Figura 6), con transparencias de alrededor de 43 cm. (Figura 6).

En *L. argenteus* se determinó que el consumo de crustáceos presentó una relación no lineal con la salinidad, la temperatura y el oxígeno disuelto (Tabla 4). El mayor consumo de crustáceos se produjo en las aguas más marinas del estuario, entre los 26 y 28 ups

Tabla 4. Resultados del análisis GAM relacionado el consumo de los ítems alimentarios con los parámetros fisicoquímicos del agua.

		<i>Stellifer typicus</i> (n=82)			<i>Stellifer imiceps</i> (n=59)		<i>Larimus argenteus</i> (n=41)		<i>Stellifer melanocheir</i> (n=30)	
		Cru	Pe	MP	Cru	MP ^b	Cru	MP	Pe	MP
Salinidad	Edf	1,08	1,877	(+1.000)	1,481	(-1.000)	4,906	2,248	(-1.000)	(-1.000)
	F	2,214	1,013	0,914	13,030	0,345	7,605	1,177	0,034	0,107
	p	0,152	0,407	0,342	***	0,560	***	0,294	0,854	0,746
	D.e.(%)	3,03	3,8	1,31	31,8	0,598	57,9	18,8	0,123	0,38
Transparencia	Edf	1,878	1,468	(+1.000)	1,751	(+1.000)	1,994	2,781	1,763	(+1.000)
	F	3,724	0,438	0,263	11,890	0,364	0,811	3,045	2,819	0,011
	p	*	0,499	0,609	***	0,549	0,399	*	0,055	0,917
	D.e.(%)	9,4	2,36	0,882	27,6	0,63	9	31,4	21,6	0,0376
Temperatura	Edf	3,449	4,137	(-1.000)	1,820	(+1.000)	5,288	(+1.000)	1,907	(+1.000)
	F	2,488	3,192	0,223	13,930	0,215	4,600	1,538	5,308	0,057
	p	*	*	0,638	***	0,645	**	0,222	***	0,813
	D.e.(%)	14,3	20,4	0,416	31,6	0,477	49,9	0,471	30,8	0,211
Oxígeno disuelto	Edf	2,488	2,694	1,001	(+1.000)	(-1.000)	2,403	1,430	1,904	(-1.000)
	F	4,758	1,750	0,014	26,160	0,261	13,200	1,457	5,461	0,091
	p	**	0,124	0,910	***	0,611	***	0,171	*	0,765
	D.e.(%)	17,1	9,97	0,266	31,5	0,462	52	13	29,7	0,328

Edf: grados de libertad efectivos (1 significa relación lineal; >1 relación no lineal. Cuando la relación fue lineal se registró entre paréntesis y se puso el signo (+ o -) para representar el sentido de la relación). Los asteriscos representan relaciones significativas de la siguiente forma: p<0,001: ***; p<0,01: **; p<0,05: *; F-value (Estatístico de Fisher); D.e.(%): desviación explicada (%).

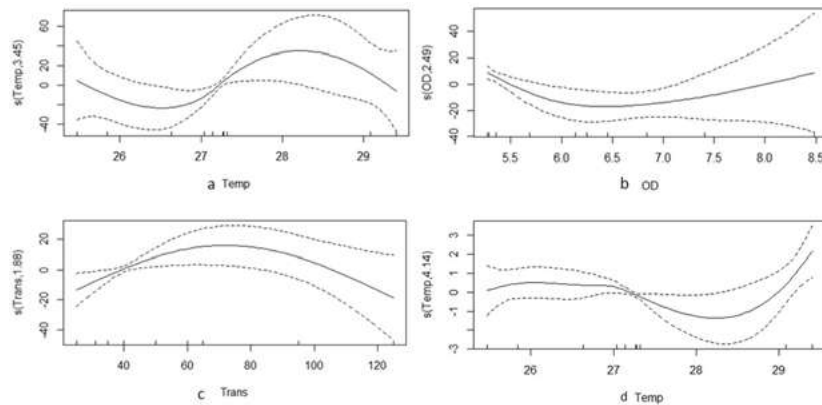


Figura 5. Análisis GAM de la dieta de *Stellifer typicus* relacionando la respuesta del consumo de crustáceos con las variables predictoras: **a.** Temperatura (Temp). **b.** Oxígeno disuelto (OD). **c.** Transparencia (Trans) y la respuesta del consumo de peces con la variable predictoradora **d.** Temperatura

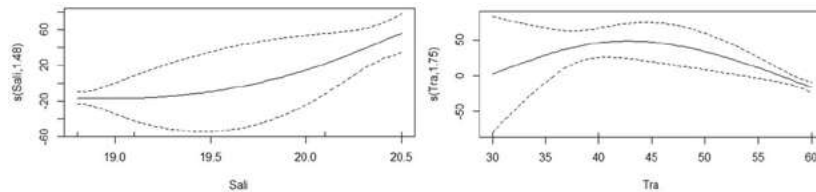


Figura 6. Análisis GAM relacionando la respuesta del consumo de crustáceos de *Stellifer imiceps* con las variables predictoras: salinidad (Sali) y transparencia (Tra)

(Figura 7a). Con respecto a la temperatura, el aprovechamiento de crustáceos mostró dos picos, uno en aguas relativamente frías, de 26 °C, y otro en aguas más cálidas, alrededor de 28,5 °C (Figura 7b), lo cual puede estar asociado a las aguas más salinas en diferentes temporadas climáticas. Asimismo, el mayor consumo de crustáceos ocurrió en las aguas con mayor oxígeno disuelto (Figura 7c). Por otro lado, el consumo de peces de *S. melanocheir* se relacionó significativamente y de forma no lineal con la temperatura y el oxígeno disuelto (Tabla 4). Se encontró una mayor ingesta de peces en áreas con valores intermedios de temperatura (27 °C) y oxígeno disuelto (5,8 mg/L) (Figura 8).

Ingesta de microplásticos

Se detectó consumo de microplásticos en 30 individuos pertenecientes a 10 especies, lo que corresponde al 7 % de la muestra evaluada (Figura 9a). El orden descendente por ingesta de microplásticos fue el siguiente: *S. typicus* (27 %), *L. argenteus* (23 %), *S. pizarroensis* (13 %), *C. squamipinnis* (10 %) y *S. illecebrosus* (10 %), en tanto que *S. imiceps*, *S. melanocheir*, *C. stolzmanni*, *S. chrysoleuca* e *I. remifer* únicamente registraron un individuo con ingesta de microplásticos (Figura 9a). Entre los microplásticos se encontraron fibras de diversos colores (transparentes, azules, negras, rojas y verdes), gránulos y fragmentos, siendo las fibras transparentes (39 %) y azules (36 %) las más abundantes (Figura 9b). La frecuencia de consumo de microplásticos en todas las especies fue accidental, excepto en *C. squamipinnis*, en la que fue accesorio (Tabla 1); cabe destacar, que no se detectó su presencia en peces con el estómago vacío.

Por otro lado, se encontró que en *S. typicus* y *L. argenteus* el mayor consumo se presentó en individuos juveniles, mientras que en *C. squamipinnis*, *S. illecebrosus* y *S. pizarroensis* se dio en adultos. Las mayores ingestas de microplásticos se presentaron en el área interna y en temporada seca, excepto en *C. squamipinnis* en que se dieron en

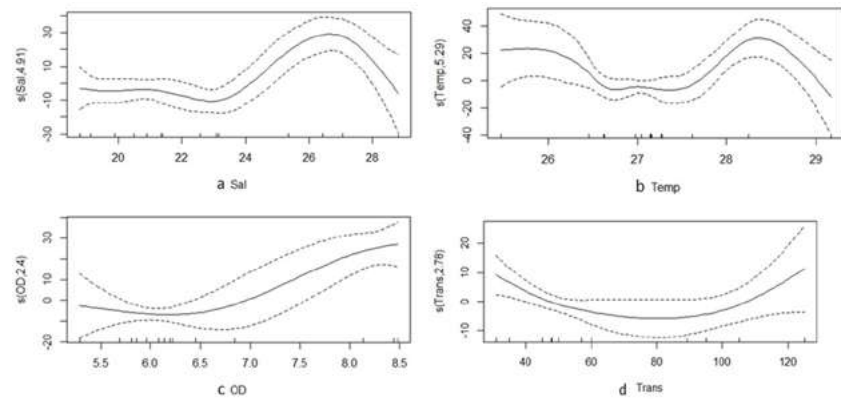


Figura 7. Análisis GAM relacionando la respuesta del consumo de crustáceos de *Larimus argenteus* con las variables predictoras: **a.** Salinidad (Sal). **b.** Temperatura (Temp). **c.** Oxígeno disuelto (OD) y la respuesta de la ingesta de microplásticos con la variable predictoradora **d.** Transparencia (Trans)

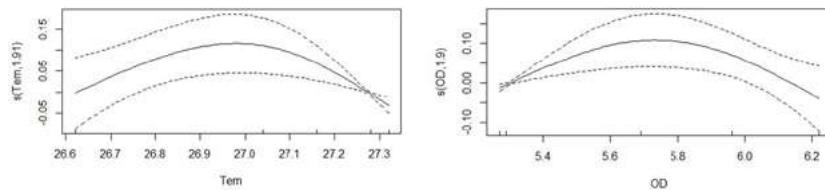


Figura 8. Análisis GAM relacionando la respuesta del consumo de peces de *Stellifer melanocheir* con las variables predictoras de temperatura (Tem) y oxígeno disuelto (OD)

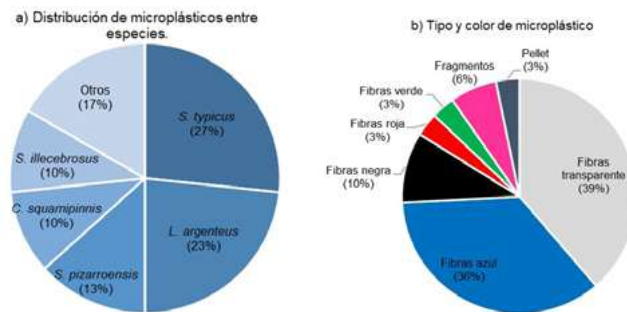


Figura 9. Distribución y tipo de microplásticos hallados en el estómago de individuos de la familia Sciaenidae en la bahía de Tumaco

época lluviosa. En el caso contrario, en aquellas especies que únicamente presentaban un individuo con ingesta de microplásticos, se encontró que *C. stolzmanni*, *S. chrysoleuca*, *S. melanocheir* eran adultos, mientras que *S. imiceps*, era juvenil. En todas las especies el consumo se dio en la temporada seca y en el sector interno, excepto en *C. stolzmanni*, con un consumo preferente en la época de lluvias, y en *I. remifer*, en la parte externa.

En cuanto al análisis de las relaciones entre las dinámicas ambientales y la ingesta de microplásticos, se observó que *L. argenteus* presentó una relación no lineal entre su consumo y la transparencia (Tabla 4), con los mayores consumos en aguas de transparencia extrema, es decir, tanto en aguas de transparencia baja (30 cm), asociadas con las áreas internas de mayor influencia de los ríos, como en las de transparencia alta, asociadas con las externas y más marinas (Figura 7d).

Discusión

Ecología trófica

La familia Sciaenidae es una de las más representativas del Pacífico en cuanto a riqueza de especies y abundancia (Muriel-Hoyos & Carmona-Guerra, 2020). Estos peces, en su mayoría, son visitantes ocasionales, transitorios o dependientes de los estuarios (Feutry *et al.*, 2010), por lo que su entrada y estadía en el estuario está ligada con la reproducción, el refugio o el suministro de alimentos en alguna etapa de su ciclo de vida (Molina *et al.*, 2020). Siendo así, es posible que los hábitos tróficos de estos peces varíen en función de la disponibilidad de recursos alimenticios en el estuario.

En este estudio se encontró que los mayores porcentajes de estómagos vacíos se obtuvieron en *C. analis* (CV=66,67 %) y *C. squamipinnis* (CV=33,33 %), lo que coincide con un estudio en el Pacífico colombiano realizado en su congénere *Cynoscion phoxocephalus*, en el cual se encontró que la mayoría de individuos tenía el estómago vacío (CV=81 %), lo que se explicaría por una alta tasa de digestión o por la escasez de alimento (Rosero *et al.*, 2016). Asimismo, se encontraron altas tasas de estómagos vacíos en *S. typicus* (CV=31,09 %), *S. fuerthii* (CV=21,74 %) y *S. melanocheir* (CV=21,05 %), lo cual sugiere que estas especies pueden estar alimentando principalmente durante la noche o en las primeras horas de la madrugada (Muriel-Hoyos & Carmona-Guerra, 2020).

En cuanto a aquellos ejemplares que presentaron contenido estomacal, se encontró que el 92 % de las especies evaluadas consumió crustáceos de manera constante. En el 80 % de ellas los crustáceos fueron un alimento de gran importancia. Esto permite afirmar que estos fueron la presa principal de la mayoría de los miembros de la familia Sciaenidae. Estos resultados coinciden con estudios realizados en especímenes del género *Stellifer*, *Larimus* y *Paralichthys*, como *S. melanocheir*, *S. ericymba*, *S. fuerthii*, *S. mancorensis* y *S. oscitans* (Muriel-Hoyos & Carmona-Guerra, 2020), *L. breviceps* y *L. argenteus* (Costa *et al.*, 2020; Polo-Silva *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2022; Santos *et al.*, 2016), y *Paralichthys brasiliensis* (Santos *et al.*, 2016).

Variación espaciotemporal y su relación con la dinámica ambiental

Con relación a la variación espaciotemporal, se encontró que en la mayoría de las especies hubo mayor o menor aprovechamiento de los recursos alimentarios según el área del estuario o la época; sin embargo, no se presentaron cambios en cuanto a la presa principal. En general, se encontró un mayor consumo de crustáceos en el sector externo del estuario, lo que se asoció a una mayor salinidad, oxígeno disuelto y transparencia.

En el análisis por especie se encontró que *L. argenteus* no presentó cambios en sus hábitos alimentarios, por lo que puede afirmarse que es una especie selectiva que consume principalmente crustáceos del grupo de los Penaeidae. Además, el consumo de crustáceos presentó una relación no lineal con la salinidad, es decir, a mayor salinidad, mayor consumo, lo que concuerda con lo reportado por Gamboa-García *et al.* (2018) y Salcedo *et al.* (2022) en las bahías de Buenaventura y Tumaco, en donde la presencia y abundancia de macroinvertebrados apetecibles para los peces, como el camarón blanco (*P. occidentalis*) y el camarón tigre (*R. byrdi*), se asociaron de manera positiva con la salinidad del agua, presentando sus mayores abundancias en el área externa del estuario.

Asimismo, se encontraron algunas relaciones no lineales entre el consumo de crustáceos, el oxígeno disuelto y la transparencia en *L. argenteus*, *S. typicus* y *S. imiceps*, en las cuales, cuanto mayores eran los valores de estos parámetros, mayor era el consumo de crustáceos. Esto reafirma la idea anterior, pues los valores altos de oxígeno disuelto, transparencia y salinidad corresponden a condiciones ambientales de influencia principalmente marina, como las presentes en el área externa, en las cuales la riqueza de macroinvertebrados es mayor debido a la interacción y oferta de microhábitats (Gamboa-García *et al.*, 2018; Salcedo *et al.*, 2022).

Además, fenómenos como la corriente de Humboldt pueden conducir a un aumento en la abundancia de macroinvertebrados, dado que los vientos que viajan hacia el ecuador a lo largo de las costas inducen el afloramiento de masas de agua fría subsuperficiales

ricas en nutrientes que alimentan el crecimiento de fitoplancton y, por ende, suponen un aumento en la productividad primaria, así como en toda la cadena trófica. Con base en esto es posible plantear que un mayor consumo de crustáceos en la zona externa del estuario podría asociarse a una mayor abundancia de crustáceos provocada por la corriente de Humboldt (Weidberg *et al.*, 2020). En el caso de *S. typicus*, no se presentaron cambios en la presa principal, sin embargo, se encontraron diferencias significativas en el consumo de crustáceos en los adultos entre temporadas, siendo mayor el aprovechamiento en la época seca, en tanto que en la estación lluviosa se presentó un ligero aumento en el consumo de peces. Esto puede explicarse por el aumento de las precipitaciones, las cuales generan mayores entradas de agua dulce, lo que proporciona mayores nutrientes para la productividad primaria y secundaria y, por lo tanto, mayores recursos alimentarios para peces pequeños y jóvenes (Pichler *et al.*, 2015).

Por lo tanto, el aumento en el consumo de peces en época lluviosa está ligado a un aumento en la disponibilidad de esas presas. Además, en *S. typicus* y *S. melanocheir* se encontró una relación no lineal entre el consumo de peces y la temperatura, es decir, a mayor temperatura, mayor consumo de peces, lo que se explicaría porque la época lluviosa coincide con la influencia del afloramiento de masas de agua fría subsuperficiales ricas en nutrientes (Weidberg *et al.*, 2020), que estarían asociados con las épocas de desove y crecimiento larval, lo que favorecería la abundancia de peces juveniles que pueden ser depredados por estas especies (Pichler *et al.*, 2015).

Por otro lado, en *C. stolzmanni* se encontró que consumió exclusivamente crustáceos en la temporada seca y peces en la época lluviosa, en lo que coincide con *C. squamipinnis*, en la cual se observó un aumento del consumo de crustáceos en época seca. Este comportamiento se debe a cambios ontogénicos, dado a que en la época seca los individuos capturados fueron juveniles, mientras que en la lluviosa fueron adultos, por lo que, como se ha constatado en otros estudios en especies del género *Cynoscion* (Deary, 2020; Rosero *et al.*, 2016), los juveniles tienden a consumir crustáceos mientras que los adultos optan por dietas más piscívoras.

Ingesta de microplásticos

La presencia de microplásticos en el Pacífico colombiano ha sido previamente documentada en agua (Arboleda *et al.*, 2022; Vidal *et al.*, 2021) y en sedimentos (Vásquez-Molano *et al.*, 2021); asimismo, se ha evidenciado la ingesta incidental de microplásticos en peces (Becerra *et al.*, 2022; Herrera *et al.*, 2022; Tafurt *et al.*, 2021). En este estudio se determinó que las mayores ingestas de microplásticos ocurrieron en el área interna del estuario. Este sector es más cercano a la población y, por ende, presentó una mayor intervención antrópica, siendo más propenso a ser contaminado con microplásticos provenientes de las descargas de aguas residuales domésticas vertidas directamente al estuario (Justino *et al.*, 2021) o a la disposición directa de residuos sólidos en los cuerpos de agua costeros de la bahía de Tumaco (Tejada *et al.*, 2003).

En general, el tipo de microplásticos más ingerido fueron las fibras transparentes (39 %) y azules (36 %), lo cual concuerda con otros estudios realizados en peces, en los que las fibras de estos colores fueron el tipo de microplásticos más común en los estómagos analizados (Dantas *et al.*, 2020; Justino *et al.*, 2021; McGregor & Strydom, 2020; Neto *et al.*, 2020; Tafurt *et al.*, 2021; Wright *et al.*, 2013). Estas fibras provienen principalmente de la industria textil, así como del uso, mantenimiento, desgaste y pérdida de artes de pesca (Dantas *et al.*, 2020).

También se observó que en la mayoría de las especies el consumo de microplásticos se presentó en los adultos, excepto en *L. argenteus*, *S. typicus* y *S. imiceps*. Aunque en diversos estudios se ha encontrado que no hay una relación clara entre el tamaño del pez y el consumo de microplásticos (Neto *et al.*, 2020; Wright *et al.*, 2013), es importante considerar que las especies depredadoras son más vulnerables a la contaminación por microplásticos debido a la transferencia trófica que ocurre cuando ingieren una presa contaminada (Justino *et al.*, 2021).

Asimismo, se observó que la transparencia influenciaba el consumo de microplásticos. Por ejemplo, en *L. argenteus* se encontró una relación no lineal entre la transparencia y el consumo de microplásticos debido a que la profundidad y la turbidez pueden enmascarar los microplásticos, lo que representa un problema para los peces demerso-pelágicos y demersales, ya que puede haber ingestión accidental al buscar alimento, ya que su visión es secundaria a otros sentidos como el olfato (Neto *et al.*, 2020).

Por otra parte, el 70 % de las especies con microplásticos en su contenido estomacal es importante para la subsistencia de la población y del sector comercial, por lo que esta contaminación puede comprometer la sostenibilidad de los recursos pesqueros en el futuro (Dantas *et al.*, 2020) debido a los daños morfológicos, anatómicos, fisiológicos e intestinales que provoca en los peces (Sutton *et al.*, 2016). Además, es un riesgo potencial para la salud humana debido a la biomagnificación de estos microplásticos al absorber contaminantes orgánicos persistentes y transferirlos a través de la cadena trófica (Dantas *et al.*, 2020).

Conclusiones

El estudio permitió determinar que la mayoría de las especies de la familia Sciaenidae en la bahía de Tumaco consumió principalmente crustáceos, lo que los convierte en un recurso alimentario importante que conecta las redes bentónicas y pelágicas. En cuanto a las variaciones espaciotemporales, no se encontraron cambios en la presa principal de los ejemplares entre áreas, por lo que es posible plantear que los hábitos tróficos de los peces de esta familia están influenciados en gran medida por el aprovechamiento de un recurso alimentario común y abundante en la bahía, es decir, los crustáceos. Sin embargo, eventualmente puede presentarse el aprovechamiento de otro tipo de presas abundantes en el estuario según las variaciones estacionales y ambientales, como los peces o detritos. Además, los mayores consumos de crustáceos se presentaron en la zona externa del estuario, asociada a condiciones ambientales mayormente marinas con mayor abundancia y riqueza de macroinvertebrados.

Por otro lado, se detectó la ingesta incidental de microplásticos en el 7 % de los ejemplares evaluados, pertenecientes a 10 especies, 70 % de las cuales es de interés comercial o importante para la subsistencia de la población de Tumaco. Además, el tipo de microplástico más ingerido fueron las fibras y los mayores consumos se presentaron en el área interna del estuario, que tiene una mayor influencia antropogénica. Por último, los resultados plantean la creciente preocupación por el futuro de la pesca artesanal en la bahía de Tumaco, dado que la presencia de contaminantes puede comprometer la sostenibilidad de la pesca y generar afectaciones en la salud de peces y humanos.

Agradecimientos

Al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por la financiación del proyecto “Evaluación de la biodiversidad y la dinámica ecosistémica para determinar prioridades de conservación y sustentabilidad de la pesca artesanal en la Bahía de Tumaco, Nariño” (código 65500), del cual se deriva este estudio, y a los miembros del grupo de investigación de Ecología y Contaminación acuática (ECONACUA) y a la Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira.

Contribución de los autores

JV, EG, GD: búsqueda y conceptualización bibliográfica, investigación, metodología, análisis de datos, discusión, redacción, revisión y edición de la versión final. JV, EG: manejo de los programas informáticos y tratamiento de datos. Todos los autores leyeron y aprobaron la versión final.

Conflicto de intereses

No se declaran conflictos de intereses.

Referencias

- Arboleda, I., Molina, A., Duque, G.** (2022). *Influencia de las condiciones ambientales sobre la distribución y tipos de microplásticos en aguas superficiales en la bahía de Tumaco, Pacífico Colombiano*. Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira.
- Ashrafy, A., Liza, A. A., Islam, M. N., Billah, M. M., Arafat, S. T., Rahman, M. M., Rahman, S. M.** (2023). Microplastics pollution: A brief review of its source and abundance in different aquatic ecosystems. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 9(2772-4166), 100215. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100215>
- Baalkhuyur, F. M., Bin Dohaish, E. J. A., Elhalwagy, M. E. A., Alikunhi, N. M., AlSuwailem, A. M., Røstad, A., Coker, D. J., Berumen, M. L., Duarte, C. M.** (2018). Microplastic in the gastrointestinal tract of fishes along the Saudi Arabian Red Sea coast. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 407-415. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2018.04.040>
- Barletta, M., Costa, M. F., Dantas, D. V.** (2020). Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX*, 7(2215-0161), 100861. <https://doi.org/10.1016/J.MEX.2020.100861>
- Becerra, M. C., Duque, G., Gamboa-García, D. E.** (2022). *Influencia de la dinámica ambiental en la ecología trófica y el consumo incidental de microplásticos en bagres comerciales de la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.
- Blasina, G., Molina, J., López-Cazorla, A., Díaz-de Astarloa, J.** (2016). Relationship between ecomorphology and trophic segregation in four closely related sympatric fish species (Teleostei, Sciaenidae). *Comptes Rendus Biologies*, 339(11-12), 498-506. <https://doi.org/10.1016/J.CRVI.2016.07.003>
- Castro, C. P.** (2019). Estudio de la familia Sciaenidae asociada a la pesca de arrastre del camarón pomada en el norte de Esmeraldas. [Tesis de grado, Universidad Pontificia Católica de Ecuador]. <https://repositorio.pucese.edu.ec/handle/123456789/1973>
- Cogua, P., Jiménez-Reyes, M. F., Duque, G.** (2013). Relaciones tróficas de cinco especies de peces de interés comercial en la bahía de Cartagena, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 42(1), 185-192.
- Costa, A., Dias, D., Mourão-Junior, H., Costa, I., Rossi, S., Almeida, S., Lima, F.** (2020). Diet and histological features of digestive tube from four discarded fish species by trawl bycatch in Northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 20(3), e20200951. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-0951>
- Dantas, N. C. F. M., Duarte, O. S., Ferreira, W. C., Ayala, A. P., Rezende, C. F., Feitosa, C. V.** (2020). Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 153, 110959. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.110959>
- Deary, A. L.** (2020). Influence of feeding structures and early development on foraging guild assignment in four co-occurring fishes (Family Sciaenidae). *Marine Biology*, 167, 51. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-3661-7>
- Duque, G., Acero, A.** (2003). Food habitats of *Anchovia clupeioides* (Pisces : Engraulidae) in the Ciénaga Grande de Santa Marta , Colombian Caribbean. *Gulf of Mexico Science*, 21(1), 1-9. <https://doi.org/10.18785/goms.2101.01>
- Ferreira, G. V. B., Barletta, M., Lima, A. R. A.** (2019). Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics? *Science of The Total Environment*, 655, 292-304. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.229>
- Feutry, P., Hartmann, H. J., Casabonnet, H., Umaña, G.** (2010). Preliminary analysis of the fish species of the Pacific Central American Mangrove of Zancudo, Golfo Dulce, Costa Rica. *Wetlands Ecology and Management*, 18, 637-650. <https://doi.org/10.1007/S11273-010-9183-1/FIGURES/4>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., De Kent, C., Niem, V.** (1995). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro- Oriental. Volumen III. Vertebrados- Parte 2*. FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura)
- Froese, R., Pauly, D.** (2022). *FishBase*. <https://www.fishbase.se/search.php>
- Gamboa-García, D. E., Duque, G., Cogua, P.** (2018). Dinámica de la estructura y composición de macroinvertebrados y su relación con las variables ambientales en la bahía de Buenaventura. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 47(1), 67-83. <https://doi.org/10.25268/bimc.invenmar.2018.47.1.738>

- Herrera, L. E., Duque, G., Gamboa-García, D. E.** (2022). *Influencia de factores ambientales en la ecología trófica de especies de la familia Sciaenidae en la bahía de Buenaventura*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Palmira.
- Hunsicker, M. E., Kappel, C. V., Selkoe, K. A., Halpern, B. S., Scarborough, C., Mease, L., Amrhein, A.** (2016). Characterizing driver-response relationships in marine pelagic ecosystems for improved ocean management. *Ecological Applications*, 26(3), 651-663. <https://doi.org/10.1890/14-2200/supinfo>
- IDEAM-METEO.** (2008). Estudio climático y oceánico de las áreas marinas de Colombia. *Nota técnica del IDEAM*.
- Justino, A. K. S., Lenoble, V., Pelage, L., Ferreira, G. V. B., Passarone, R., Frédou, T., Lucena-Frédou, F.** (2021). Microplastic contamination in tropical fishes: An assessment of different feeding habits. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101857. <https://doi.org/10.1016/J.RSMA.2021.101857>
- Labropoulou, M., Eleftheriou, A.** (1997). The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *Journal of Fish Biology*, 50(2), 324-340. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.1997.TB01361.X>
- Lusher, A.** (2015). Microplastics in the marine environment: Distribution, interactions and effects. En: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds). En *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_10
- Majdi, N., Hette-Tronquart, N., Auclair, E., Bec, A., Chouvelon, T., Cognie, B., Danger, M., Decottignies, P., Dessier, A., Desvillettes, C., Dubois, S., Dupuy, C., Fritsch, C., Gaucherel, C., Hedde, M., Jabot, F., Lefebvre, S., Marzloff, M. P., Pey, B., ... Perga, M. E.** (2018). There's no harm in having too much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. *Food Webs*, 17, e00100. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00100>
- Martínez-Muñoz, M. A.** (2012). Estructura y distribución de la comunidad íctica acompañante en la pesca del camarón (Golfo de Tehuantepec. Pacífico Oriental, México). [Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona].
- Mcelligott, D. J., Chick, R. C.** (1996). Intra-and inter-estuary differences in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. *Mar Freshwater Res*, 47, 723-758.
- McGregor, S., Strydom, N. A.** (2020). Feeding ecology and microplastic ingestion in *Chelon richardsonii* (Mugilidae) associated with surf diatom *Anaulus australis* accumulations in a warm temperate South African surf zone. *Marine Pollution Bulletin*, 158, 111430. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2020.111430>
- Molina, A., Duque, G., Cogua, P.** (2020). Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. *Marine Biodiversity*, 50(1). <https://doi.org/10.1007/S12526-019-01023-0/TABLES/2>
- Muriel-Hoyos, F., Carmona-Guerra, A. F.** (2020). Growth, reproduction and food habits of *Stellifer melanocheir* (Sciaenidae) in golfo de Tortugas, Colombian Pacific. *Acta Biologica Colombiana*, 25(2), 210-218. <https://doi.org/10.15446/abc.v25n2.77540>
- Neto, J. G., Rodrigues, F., Ortega, I., Rodrigues, L., Lacerda, A., Coletto, J., Kessler, F., Cardoso, L., Madureira, L., Proietti, M.** (2020). Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. *Environmental Pollution*, 267, 115508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>
- Piccolo, M., Perillo, G.** (1997). Geomorfología e hidrografía de los estuarios. En *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. https://www.researchgate.net/publication/277035410_Geomorfologia_e_hidrografia_de_los_estuarios
- Pichler, H. A., Spach, H. L., Gray, C. A., Broadhurst, M. K., Schwarz Jr, R., de Oliveira Neto, J. F.** (2015). Environmental influences on resident and transient fishes across shallow estuarine beaches and tidal flats in a Brazilian World Heritage area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164, 482-492. <https://doi.org/https://doi-org.ezproxy.unal.edu.co/10.1016/j.ecss.2015.07.041>
- Piet, G. J., Pfisterer, A. B., Rijnsdorp, A. D.** (1998). On factors structuring the flatfish assemblage in the southern North Sea. *Journal of Sea Research*, 40(1-2), 143-152. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(98\)00008-2](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(98)00008-2)
- Polo-Silva, C., Baigorri-Santacruz, Á., Galván-Magaña, F., Grijalba-Bendeck, M., Sanjuan-Muñoz, A.** (2007). Hábitos alimentarios del tiburón zorro *Alopias superciliosus* (Lowe, 1839), en el Pacífico ecuatorial. *Revista de biología marina y oceanografía*, 42(1), 59-69. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572007000100007>

- Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D. K. A., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Pattiaratchi, C. (2014). Millimeter-sized marine plastics: A new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. *PLOS ONE*, 9(6), e100289. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0100289>
- Robertson, D., Allen, G. R. (2015). *Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: sistema de Información en línea*. Versión 2.0 Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, República de Panamá. <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/pages>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3. <https://doi.org/10.1038/srep03263>
- Rosero, O., Gómez, G. O., Morán, R. S. (2016). Trophodynamic components of corvine feeding (*Cynoscion phoxocephalus*) in the Colombian Pacific. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 7(1), 59-70.
- Rueda, M., Angulo, J. A., Madrid, N., Mejía, F. R., Girón, A. (2006). *La pesca industrial de arrastre de camarón en aguas someras del pacífico colombiano: su evolución, problemática y perspectivas hacia una pesca responsable*. INVEMAR.
- Russo, T., Pulcini, D., O'Leary, Á., Cataudella, S., Mariani, S. (2008). Relationship between body shape and trophic niche segregation in two closely related sympatric fishes. *Journal of Fish Biology*, 73(4), 809-828. <https://doi.org/10.1111/J.1095-8649.2008.01964.X>
- Sá, R., Bexiga, C., Veiga, P., Vieira, L., Erzini, K. (2006). Feeding ecology and trophic relationships of fish species in the lower Guadiana River Estuary and Castro Marim e Vila Real de Santo António Salt Marsh. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70(1-2), 19-26. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2006.05.038>
- Salcedo, E., Duque, G., Molina, A. (2022). Influencia de la calidad ambiental en la dinámica del ensamblaje de peces de interés comercial en la Bahía de Tumaco, Pacífico colombiano. [Tesis Maestría, Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira].
- Sánchez-Gil, P., Yáñez-Arancibia, A. (1998). Grupos ecológicos funcionales y recursos pesqueros tropicales. *Análisis y diagnóstico de los recursos pesqueros críticos del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche. *EPOMEX Serie científica*, 7, 357-389.
- Santos, L., Vasconcelos-Filho, J., Lira, A., Soares, A., Eduardo, L., Passarone, R., Le-Loch, F., Lucena-Frédou, F. (2022). Trophic ecology and ecomorphology of the shorehead drum, *Larimus breviceps* (Acanthuriformes: Sciaenidae), from the northeastern Brazil. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 38, 1-11. <https://doi.org/10.1007/S41208-021-00365-6/FIGURES/5>
- Santos, M., Rocha, G., Freire, K. (2016). Diet composition for three sciaenids caught off northeastern Brazil. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 51(3), 493-504. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572016000300002>
- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 109, 230-235. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2016.05.077>
- Taufurt, D., Molina, A., Duque, G. (2021). Hábitos alimentarios de tres especies de peces lenguados (Pleuronectiformes: Achiridae) en la bahía de Buenaventura, Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 69(3), 1055-1068. <https://doi.org/10.15517/RBT.V69I3.41922>
- Tejada, C. (2003). Clima marítimo y dinámica litoral de la bahía de Tumaco, datos básicos para la evaluación de riesgos ambientales marinos. *Boletín Científico CCCP*, 10, 67-76.
- Tejada, C., Díaz, L. J. O., Suárez, L. Á. C., Franco, F. A., Morales, A. D., Solano, J. E., Camelo, A. L. F. (2003). *Aportes al Entendimiento de la Bahía de Tumaco*. Dirección General Marítima.
- Tirado-Ibarra, J. de J., Loya-Rodríguez, M., Morales-Arévalo, J. C., Muñoz-García, I. R., Martínez-Pérez, F., Ramírez-Pérez, J. S., Jiménez-Gutiérrez, L. R. (2018). Reproduction and community structure of fish from winter catch sites from industrial shrimp bycatch from the northeast and southeast Mexican Pacific. *PeerJ*, 6, e4460. <https://doi.org/10.7717/peerj.4460>
- Vásquez-Molano, D., Molina, A., 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. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.1.1021>
- Vidal, L., Molina, A., Duque, G. (2021). Incremento de la contaminación por microplásticos en aguas superficiales de la bahía de Buenaventura, Pacífico colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(2), 113-132. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1032>

-
- Villarreal, D. C., Bastidas, J. M.** (2016). Propuesta de plan de gestión integral de residuos sólidos, sector de los puentes en la comuna 3 del municipio de Tumaco Nariño. [*Tesis pregrado, Universidad Tecnológica de Pereira*]. <http://etd.lib.metu.edu.tr/upload/12620012/index.pdf>
- Weidberg, N., Ospina-Álvarez, A., Bonicelli, J., Barahona, M., Aiken, C. M., Broitman, B. R., Navarrete, S. A.** (2020). Spatial shifts in productivity of the coastal ocean over the past two decades induced by migration of the Pacific Anticyclone and Bakun's effect in the Humboldt Upwelling Ecosystem. *Global and Planetary Change*, 193, 103259. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103259>
- Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S.** (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Zárrate, D. A.** (2008). Análisis histórico sobre la fauna acompañante de la pesca de arrastre del camarón de aguas someras (FACAS), en el Pacífico Colombiano. [Trabajo de grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano]. <https://expeditiorepositorio.utadeo.edu.co/handle/20.500.12010/1208>