



Microplásticos e imposex en el caracol marino *Thaisella chocolata* procedente de la costa central marina del Perú

Torres-Zevallos, U.^{1,2}; Arenas-Valeriano, A.D.¹; Alvarino, L.³; Iannacone, J.^{1,3,4*}

¹Laboratorio de Zoología. Grupo de Investigación “One Health”. Facultad de Ciencias Biológicas (FCB). Universidad Ricardo Palma (URP). Av. Benavides 5440, Santiago de Surco, Lima, Perú. ²Departamento de Zoología. Museo de Historia Natural “Vera Alleman Haeghebaert”, Universidad Ricardo Palma (URP). Av. Benavides 5440, Santiago de Surco, Lima, Perú. ³Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA), Museo de Historia Natural de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Grupo de Investigación de Sostenibilidad Ambiental (GISA), Escuela Universitaria de Posgrado (EUPG), Universidad Nacional Federico Villarreal, Jr. Río Chepén 290, El Agustino, Lima, Perú. ⁴COEPERU-Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Laboratorio de Ingeniería Ambiental. Escuela de Ingeniería Ambiental. Universidad Científica del Sur, Panamericana Sur Km 19, Villa, Lima, Perú. *E-mail: joseiannacone@gmail.com

Resumen

La contaminación por microplásticos (MP) y por la presencia de imposex (IMP) en caracoles de consumo humano se ha convertido en un tema de preocupación mundial en los ecosistemas marinos. El objetivo del presente estudio fue evaluar la presencia de MP y de IMP en el caracol marino *Thaisella chocolata* en cuatro localidades y dos temporadas del año de la costa central del Perú. Los sitios seleccionados fueron las caletas de Chorrillos, y de Cerro Azul, y los puertos marítimos menores de Chancay y de Huacho, del departamento de Lima, Perú. Individuos de *T. chocolata* fueron colectados en cada localidad y en dos temporadas del 2021. Los caracoles fueron examinados para la cuantificación de MP, de acuerdo a su forma y coloración, y en las hembras fue determinado el IMP y calificado porcentualmente. El análisis global muestra una Frecuencia de Ocurrencia (FO%) de MP de $97,86\% \pm 3,34$ (rango de 90,90 al 100%), y la abundancia (micropartículas de MP/individuo) fue de $9,07 \pm 4,71$ (rango 4,72 a 17,82). Los colores de los MP negro, azul y magenta fueron los dominantes. La FO%, y la abundancia de micropartículas de MP no mostraron diferencias entre ambas temporadas. Los mayores valores de detección de MP ocurrieron en los individuos de Cerro Azul. Los microfragmentos de MP presentaron las mayores abundancias y el color negro fue el dominante. El IMP fue calificado mayormente como alto en un 50% de los caracoles hembras. No se observaron diferencias en la FO% ni en la abundancia de micropartículas de MP entre temporadas. El IMP no se asoció con la FO% ni con la abundancia de MP en *T. chocolata*. La abundancia de MP en *T. chocolata* se relacionó negativamente con los nitritos, nitratos, y amonio, y positivamente con el oxígeno disuelto del agua de mar. Los hallazgos indican que el caracol marino *T. chocolata* es un organismo adecuado para el monitoreo de la contaminación por MP y del IMP.

Palabras clave: caracol marino, microfibras, microfragmentos, microplástico, imposex, *Thaisella chocolata*.

Microplastics and imposex in the sea snail *Thaisella chocolata* from the central marine coast of Peru

Abstract. Contamination by microplastics (MP) and the presence of imposex (IMP) in snails for human consumption has become an issue of global concern in marine ecosystems. The objective of this study was to evaluate the presence of MP and IMP in the sea snail *Thaisella chocolata* in four locations and two seasons of the year on the central coast of Peru. The selected sites were the coves of Chorrillos and Cerro Azul, and the minor seaports of Chancay and Huacho, in the department of Lima, Peru. Individuals of *T. chocolata* were collected in each location and in two seasons of 2021. The snails were examined for the quantification of MP, according to their shape and color, and in the females, the IMP was determined and qualified as a

percentage. The global analysis shows a Frequency of Occurrence (FO%) of MP of was $97.86\% \pm 3.34$ (range from 90.90 to 100%), and the abundance (MP microparticles/individual) was 9.07 ± 4.71 (range 4.72 to 17.82). The colors of the black, blue and magenta MPs were the dominant ones. The FO%, and the abundance of MP microparticles did not show differences between both seasons. The highest MP detection values occurred in individuals from Cerro Azul. The MP micro-fragments presented the highest abundance and the black color was the dominant one. The IMP was rated as high in 50% of the female snails. No differences were observed in FO% or in the abundance of MP microparticles between seasons. The IMP was not associated with the FO% or with the abundance of MP in *T. chocolata*. The abundance of MP in *T. chocolata* was negatively related to nitrites, nitrates, and ammonium, and positively related to dissolved oxygen in seawater. The findings indicate that the marine snail *T. chocolata* is a suitable organism for monitoring MP and IMP contamination.

Key words: sea snail, micro-fibers, micro-fragments, microplastic, imposex, microplastic particles, *Thaisella chocolata*.

INTRODUCCIÓN

Un problema ambiental emergente de la actualidad, es la creciente presencia de plásticos en el medio marino, los cuales son alterados por la erosión física y química en la dinámica del mar y por la radiación solar; a estos se suma la existencia de otros contaminantes que los modifican a partículas de un diámetro menor a cinco mm denominados microplásticos (MP) (Manullang 2018, Oberbeckmann 2018, Mearns et al. 2019, Hale et al. 2020).

Los efectos de los MP han venido reportándose desde hace un par de décadas, y desde entonces, han recibido diferentes categorías, MP primarios y secundarios (Cordova y Hernawan 2018). Los MP pueden causar daños a diversos recursos hidrobiológicos; además de causar problemas en la cadena alimentaria debido a la posible biomagnificación que puede ocurrir y por lo tanto, alterar a consumidores finales como a los humanos (Iannacone et al. 2021, Kleinschmidt y Janosik 2021, Iannacone et al. 2022).

Los MP han sido detectados en los tejidos de diferentes organismos marinos y sus efectos se relacionan a la absorción de metales pesados y otras sustancias nocivas (Kolandhasamy et al. 2018, Mearns et al. 2019, Wang et al. 2019, Kleinschmidt y Janosik 2021). Los MP en los ambientes marinos se originan tanto en fuentes terrestres como marinas y pueden llegar a los hábitats marinos mediante la escorrentía, la actividad industrial, las actividades humanas como el turismo y las industrias textiles, así como también, por las plantas de tratamiento de aguas residuales (Manullang 2018, Kleinschmidt y Janosik 2021).

Otra problemática de contaminación marina emergente es la presencia de tributilo de estaño (TBT). El 70 a 80% de la flota mercante mundial utiliza el TBT, un componente químico componente de la pintura anti-incrustante colocado en los cascos de los barcos, muelles y boyas (van Gesselten et al. 2018, Uogintè et al. 2022). La función del TBT es evitar la adhesión de organismos bentónicos suspensívoros (crustáceos, poliquetos y/o moluscos, entre otros) y de macroalgas a las superficies vertidas (Ragagnin y Turra 2022). Este componente xenobiótico, ha tenido efectos subletales y letales en microorganismos, invertebrados y vertebrados (Castro et al. 2021, Beyer et al. 2022). Los daños reportados van desde alteraciones en el ADN y ARN, neurotoxicidad, teratogenia, inmunotoxicidad, incluso ha conllevado a la extinción de especies de gasterópodos (Chamorro-García et al. 2021, Mendes et al. 2022, Sadan et al. 2022).

Los compuestos organoestañosos como el TBT, tienen un efecto particular sobre los gasterópodos marinos, que es el de causar el fenómeno denominado imposex (IMP) (Castro et al. 2018, Beyer et al. 2022). Este fenómeno implica el desarrollo de órganos sexuales masculinos en las hembras, lo cual, puede ocasionar en estos moluscos, el fracaso reproductivo y una posterior extinción de las poblaciones locales (Castro et al. 2012, van Gesselten et al. 2018, Enrique et al. 2019, Luna-Pacompea et al. 2022, Ragagnin y Turra 2022, Uogintè et al. 2022).

Thaisella chocolata es un gasterópodo que presenta una distribución en toda América del Sur, y está vinculado a sustratos duros (Enrique et al. 2019). Es una especie de interés comercial por su consumo local y de exportación (Luna-Pacompea et al. 2022). Si bien no tiene la misma demanda que los peces pelágicos, durante el 2021, se ha realizado un desembarque entre el 2012 al 2021 de 24.079 tn de caracol para consumo humano directo (PRODUCE 2021, Villegas et al. 2021). Este gasterópodo ha sido muy utilizado en ensayos experimentales como bioindicador y bioacumulador, en especial, para la evaluación de los efectos del disruptor endocrino TBT y de los MP (Castro et al. 2018, Villegas et al. 2021, Luna-Pacompea et al. 2022).

Al respecto, hasta hace poco tiempo, se pensaba que los puertos internacionales y de alto tráfico marino de grandes embarcaciones, eran la fuente principal de contaminación por MP y TBT; sin embargo, las recientes investigaciones han encontrado que los puertos artesanales tendrían aportes más frescos principalmente de TBT, causando altos niveles de IMP en las poblaciones (Enrique et al. 2019). La alteración hormonal generada por el TBT en las hembras de gasterópodos, ocasiona que estos individuos se vuelvan estériles (Luna-Pacompea et al. 2022), reduciendo considerablemente la densidad poblacional, y llegando a la desaparición de esta especie a nivel local, al afectar el equilibrio del ecosistema marino (Enrique et al. 2019).

En ese contexto, el objetivo del presente estudio fue evaluar los niveles de MP e IMP en el caracol marino *T. chocolata* procedentes de cuatro localidades, de dos caletas marinas, Chorrillos y Cerro Azul, y de dos puertos marinos menores de Chancay y de Huacho de la costa central marina de Lima, Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. Los sitios seleccionados fueron las caletas de Chorrillos ($12^{\circ}09'23''\text{LS}$; $77^{\circ}01'55''\text{L}$)

LO), Provincia de Lima, y de Cerro Azul (13°01'14''LS; 76°23'08''LO), Provincia de Cañete, que son lugares habilitados u ocasionales de embarque y desembarque de mercadería, y dos puertos marítimos menores de Chancay (11°34'30''LS; 77°16'25''LO), Provincia de Huaral y de Huacho (11°06'38''LS, 77°37'13'' LO), Provincia de Huaura que son utilizados solo para exportar en el departamento de Lima, Perú (Figura 1). Los muestreos se realizaron entre el 27 al 30 de septiembre del 2021 (primavera: primer muestreo) y entre el 27 al 31 de diciembre del 2021 (verano: segundo muestreo).

Thaisella chocolata. Se recolectaron especímenes de *T. chocolata*, correspondientes a cada una de las cuatro localidades evaluadas y en ambas temporadas durante el 2021. El procedimiento de recolección siguió el método de buceo con snorkel una profundidad entre los 0,6 y 10 m, y a una distancia de la línea de marea de hasta 50 m y se seleccionaron ejemplares con medidas entre 40 a 70 mm (Castro y Fillman 2012).

Microplásticos. Se efectuó la extracción de MP por cada ejemplar de caracol marino, en tres etapas: secado, digestión y filtración. El secado se realizó por 48 h en una estufa a 60°C. Para la obtención de MP se realizó la etapa de digestión con una solución de KOH al 10% por 24 h a una temperatura de 60°C, y se dejó reposar la muestra hasta no observar turbidez en el sobrenadante. Finalmente, el sobrenadante fue tamizado a través de un filtro de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y 6 µm de poro, ayudado por una bomba de vacío (Rocker 400®) (Hale et al. 2020, Iannacone et al. 2022).

Los MP se caracterizaron de acuerdo a su forma (microfibra «MP delgado, fibroso y recto», microfilamento «MP muy significativamente más largo que ancho en dos dimensiones (relación longitud-diámetro), no fibroso», microfragmento «partícula de MP duro e irregular», gránulo «partícula en forma de esfera o esferoide de MP con cada punto en su superficie con una distancia similar desde el centro», micropelícula «MP endeble, plano e irregular» o espuma «MP poroso o plástico celular expandido») y coloración. Esta última descripción fue útil para identificar fuentes potenciales de contaminación y se clasificó en negro, rojo, azul, verde, magenta, amarillo y blanco (Hartmann et al. 2019, Alvarez-Zeferino et al. 2020, Buwono et al. 2021). Para monitorear u observar los MP se estandarizó todo el protocolo para evitar errores de selección, tales como (1) ausencia de estructuras celulares o biológicas aparentes; (2) las fibras tienen el mismo grosor hacia abajo y no deben estrecharse en los extremos; (3) las micropartículas coloreadas tienen un color uniforme; (4) las fibras en cinta no están segmentadas y no parecen dobladas; (5) las micropartículas no son brillantes (Buwono et al. 2021).

Imposex. Para la determinación del IMP se siguió el método de Castro et al. (2018). Los ejemplares fueron anestesiados con una disolución de cloruro de magnesio al 3,5%. La longitud de la concha del gasterópodo fue medida usando un vernier (±0,01 mm de grado de precisión) desde el ápex hasta la base del caracol. La identificación

sexual fue evidenciada por la presencia de la glándula de cápsula y ovarios en los ejemplares femeninos; y la presencia de testículos y vesícula seminal, en los ejemplares masculinos, (Castro y Fillman 2012). El IMP en las hembras (I%) fue determinado como $I\% = (\text{hembras con IMP}) / (\text{total de hembras}) \times 100$. El IMP fue calificado en cuatro categorías: ausente (% de IMP = cero), bajo (% de IMP = 0,1 a 33%), medio (% de IMP = 33,1 a 66) y alto (% de IMP = 66,1 a 100%) (Luna-Pacompea et al. 2022, Ragagnin y Turra 2022).



Figura 1. Mapa cartográfico de los cuatro sitios evaluados (caletas y puertos marítimos menores) del departamento de Lima, Perú.

Parámetros Físico-Químicos. Fueron determinados la temperatura superficial del mar (°C) y el pH con un termómetro y pHmetro digital, respectivamente (Hanna HI 98128®), y el oxígeno disuelto (OD) (mg L⁻¹) fue obtenido con el kit (“Salifert Dissolved Oxygen Test Kit”). El amonio (mg L⁻¹), nitritos (mg L⁻¹), nitratos (mg L⁻¹) y fosfato (mg L⁻¹) fueron obtenidos con un kit multitest colorimétrico usando las instrucciones del fabricante y las hojas técnicas de seguridad de cada parámetro (Seachem Laboratories, Inc., USA). Los parámetros Físico-Químicos fueron determinados entre el 27 al 30 de septiembre del 2021 (primavera: primer muestreo) y entre el 27 al 31 de diciembre del 2021 (verano: segundo muestreo) para cada una de las dos caletas y para los dos puertos marítimos menores. En cada localidad y en cada temporada fue tomado un solo análisis fisicoquímico.

Análisis de datos. Los resultados descriptivos para la determinación de MP y presencia de IMP son expresados como promedio ± desviación estándar (DE). La distribución normal de los datos de MP e IMP se verificaron mediante la prueba de Shapiro-Wilk con la corrección de Lilliefors, y la prueba de Levene se usó para evaluar la homogeneidad de varianzas. En el caso de cumplir con estos dos supuestos se emplearon las pruebas paramétricas. De esta manera, se emplearon los siguientes estadígrafos: (1) para comparar la Frecuencia de Ocurrencia (FO%) y la abundancia de micropartículas de MP entre temporadas fue usada la prueba de t de student (t); (2) para comparar la abundancia de micropartículas de MP entre las localidades evaluadas fue usada la prueba de ANOVA con base

al estadístico F con posterior prueba de Tukey; (3) de igual manera, para comprobar las diferencias significativas entre la abundancia de partículas MP por gasterópodo entre caletas y puertos marítimos, se utilizó la prueba de t de Student; (4) la presencia de IMP en *T. chocolata* fue comparado entre temporadas y entre localidades (caletas *versus* puertos marítimos menores) con base a la t de student, (5) el grado de asociación entre el % IMP y cada una de las cuatro localidades fue evaluado mediante la prueba de X^2 ; (5) un análisis de correlación de Pearson (r_p) fue realizado para evaluar la relación de la FO% y de la abundancia de MP del gasterópodo con el IMP; finalmente (6) la FO%, abundancia de MP e IMP fueron correlacionados (r_p) con cada uno de los parámetros físico-químicos de calidad de agua marina. Al no cumplirse con la normalidad o con la homogeneidad de varianzas se usó pruebas no paramétricas. De esta forma se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (H) para comparar las diferencias en la abundancia de micropartículas de MP totales, por color negro, azul y magenta según su forma, con posterior prueba de Bonferroni. Todos los análisis fueron realizados con un nivel de confiabilidad del 95% en el software estadístico SPSS ver 26,00 y el PAST software 4.1.

Aspectos éticos. Se aplicaron todas las normativas de la institucional peruana e internacionales en base a las autorizaciones, normas de bioseguridad y descarte de sustancias de naturaleza química y biológica. En el laboratorio fue seguido lo señalado en la guía para la gestión y eliminación de residuos del Laboratorio de Zoología de la Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú.

RESULTADOS

Microplásticos. Las variaciones en la FO%, abundancia de MP (micropartículas/individuo) con base al color en *T. chocolata* es indicada para las dos temporadas y para las cuatro localidades del departamento de Lima (Tabla 1). La FO% de MP y la abundancia (micropartículas de MP/individuo) en el total de caracoles evaluados ($n=265$) se resume en la Tabla 1. La FO% de MP fue entre un 90 a 100% ($97,86\% \pm 3,34$), y la abundancia varió entre 4,72 a 17,82 ($9,07 \pm 4,71$). Los colores dominantes en toda la muestra fueron: negro > azul > magenta > rojo > blanco > verde > amarillo (Tabla 1). No se observaron diferencias en la FO% de MP ($t=0,89$, $p>0,05$), en abundancias de micropartículas de MP totales ($t=0,36$, $p>0,05$), o por los colores azul, negro y magenta ($t=0,30-0,52$, $p>0,05$) entre las dos temporadas de muestreo.

No se observó diferencias en la FO% de MP entre las dos temporadas evaluadas ($t=0,89$, $p>0,05$), tampoco entre las abundancias de micropartículas de MP totales, o por los colores azul, negro y magenta entre las dos temporadas ($t=0,30-0,52$, $p>0,05$). Se encontraron diferencias entre las abundancias de micropartículas de MP entre las cuatro localidades evaluadas ($F=26,68$; $p<0,05$), observándose diferencias entre Cerro Azul con las otras tres localidades. Finalmente, se notó una mayor abundancia de micropartículas de MP en *T. chocolata* en las dos caletas (Cerro Azul y Chorrillos, $12,42 \pm 4,57$) en comparación a los dos puertos marítimos menores (Chancay y Huacho, $5,71 \pm 1,03$) ($t=2,86$; $p<0,05$).

Tabla 1: Variaciones en la Frecuencia de Ocurrencia (FO%) y en la abundancia de MP (micropartículas/individuo) según color en *Thaisella chocolata* en primavera-2021 y verano-2021 en cuatro localidades del Departamento de Lima, Perú.

Localidad	Temporada	n	FO%	abundancia	negro	rojo	azul	Verde	magenta	amarillo	blanco
Cerro Azul	Primavera	34	100	17,82	4,41	0,50	2,18	1,32	6,97	1,88	0,68
Cerro Azul	Verano	30	100	14,53	4,93	0,07	2,07	0,67	3,83	0,83	2,03
Chorrillos	Primavera	27	100	9,40	0,69	2,38	3,86	0,21	0,17	0,19	1,65
Chorrillos	Verano	22	100	7,95	0,92	2,21	3,29	0,15	0,11	0,05	1,05
Chancay	Primavera	47	95,74	4,72	2,01	0,14	0,59	0,93	0,26	0,23	0,55
Chancay	Verano	80	96,25	5,22	1,76	0,61	1,13	0,55	0,45	0,15	0,57
Huacho	Primavera	12	100	7,11	2,89	1,06	0,42	1,03	1,08	0,22	0,42
Huacho	Verano	11	90,90	5,82	0,88	1,70	2,21	0,00	0,18	0,00	0,85

Las Figuras 2 al 5 nos indica la abundancia (micropartículas de MP/individuo) de *T. chocolata* en dos temporadas y en cuatro localidades del departamento de Lima según forma de MP. Se observa un predominio en todas las localidades de los microfragmentos, luego las microfibras y finalmente los microfilamentos. Siendo los colores predominantes azul, negro y magenta (Figuras 2-5). Se observaron diferencias significativas entre la abundancia de MP según la forma ($H=14,55$, $p<0,05$). La abundancia total de MP fue igual entre microfibras y microfilamentos, pero ambas fueron diferentes con los microfragmentos de MP según la prueba de Tukey. Este mismo patrón fue observado para la abundancia de MP de color negro ($H=13,79$, $p<0,05$).

La abundancia de las micropartículas de MP color azul, fueron mayores en la forma de microfilamento y microfragmentos, respecto a las otras formas ($H=7,24$, $p<0,05$). Sin embargo, cuando se compararon las abundancias con a base a la forma de MP para el color magenta no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($H=2,49$, $p>0,05$). No fueron encontrados gránulos, micropelículas o espumas.

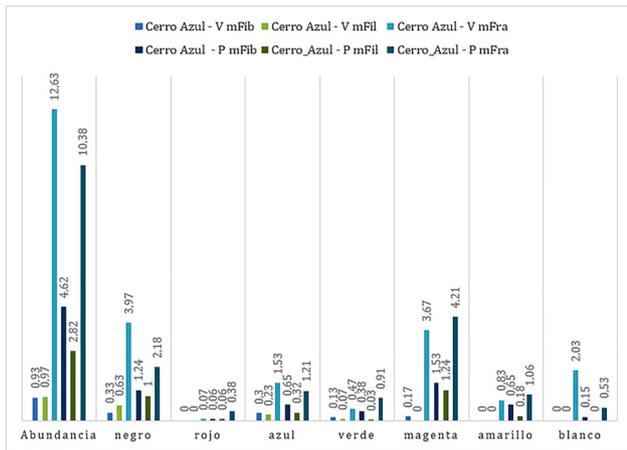


Figura 2. Variaciones en la abundancia de MP (micropartículas/individuo) según forma y color en *Thaisella chocolata* en primavera-2021 y verano-2021 en Cerro Azul, Departamento de Lima, Perú. mFib = microfibras. mFil = microfilamento. mFra = microfragmento. P =Primavera; V = Verano.

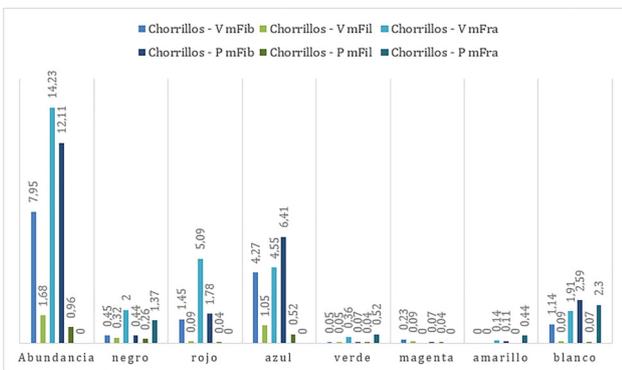


Figura 3. Variaciones en la abundancia de MP (micropartículas/individuo) según forma y color en *Thaisella chocolata* en primavera-2021 y verano-2021 en Chorrillos, Departamento de Lima, Perú. mFib = microfibras. mFil = microfilamento. mFra = microfragmento. P =Primavera; V = Verano.

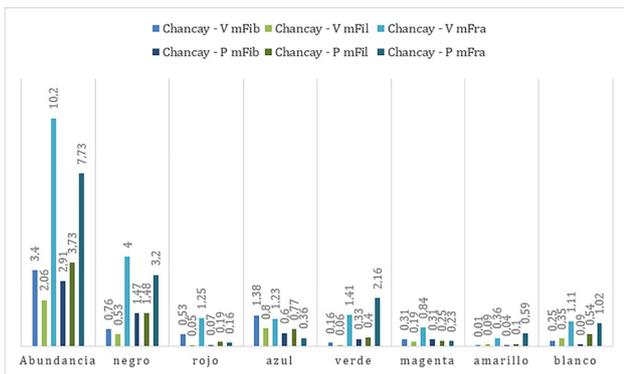


Figura 4. Variaciones en la abundancia de MP (micropartículas/individuo) según forma y color en *Thaisella chocolata* en primavera-2021 y verano-2021 en Chancay, Departamento de Lima, Perú. mFib = microfibras. mFil = microfilamento. mFra = microfragmento. P =Primavera; V = Verano.

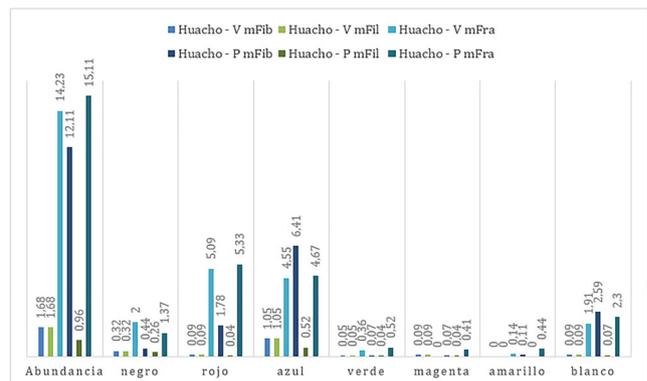


Figura 5. Variaciones en la abundancia de MP (micropartículas/individuo) según forma y color en *Thaisella chocolata* en primavera-2021 y verano-2021 en Huacho, Departamento de Lima, Perú. mFib = microfibras. mFil = microfilamento. mFra = microfragmento. P =Primavera; V = Verano.

Imposex. La Figura 6 muestra las variaciones en los porcentajes de IMP en *T. chocolata* entre localidades y por temporadas. Del total de caracoles marinos analizados, se observaron un total de 95 machos y 168 hembras, de estas últimas 123 presentaron IMP (73,21%). El porcentaje de IMP fue calificado según la escala de Ragagnin y Turra en cuatro localidades y temporadas del año como medio (50%), y en cuatro como alto (50%). No se observó diferencias en el porcentaje de IMP entre temporadas (primavera-verano) ($t=1,11$; $p>0,05$). Tampoco se vieron variaciones significativas en el porcentaje de IMP en *T. chocolata* entre temporadas para cada una de las cuatro localidades ($X^2=0,01-0,40$, $p=0,52-0,94$). Finalmente, no se observaron diferencias en el porcentaje de IMP en *T. chocolata* entre las dos caletas (Cerro Azul y Chorrillos) y los dos puertos marítimos menores (Chancay y Huacho) ($t=1,41$; $p>0,05$).

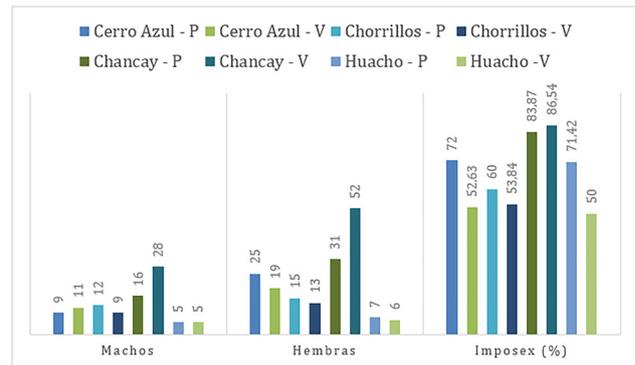


Figura 6: Variaciones en los porcentajes de Imposex (%) en *Thaisella chocolata* en primavera-2021 y verano-2021 en cuatro localidades del Departamento de Lima, Perú. P =Primavera; V = Verano.

Parámetros Físico-Químicos. Los valores de los parámetros fisicoquímicos evaluados en ambas temporadas en las localidades de estudio se muestran en la Tabla 2. Se observa el cumplimiento de la Normativa de la ECA (Estándar de Calidad ambiental) Categoría 2. Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales.

C3 = Actividades marino portuarias, industriales, o de saneamiento en aguas marino costeras según MINAM (2017) para la Temperatura (19,50 a 20,67°C), el pH (6,87 a 7,87) y el OD (6,87 a 8,23 mg L⁻¹), para los otros cuatro parámetros de calidad de agua no se observaron altas variaciones para las cuatro localidades y temporadas para el amonio (0,27 a 0,47 mg L⁻¹), nitritos (0,04 a 0,06 mg L⁻¹), nitratos (0,32 a 0,45 mg L⁻¹) y fosfatos (0,39 a 0,37 mg L⁻¹).

Análisis global. El porcentaje de IMP no se encontró asociado con la FO% o con la abundancia de MP en *T. chocolata* ($r = -0,08$ a $-0,35$, $p > 0,05$). Únicamente se vio asociación positiva entre la FO% y la abundancia de MP ($r = 0,79$, $p < 0,05$). De igual forma la abundancia de MP en *T. chocolata* se observó relacionada negativamente con los nitritos ($r = -0,94$, $p < 0,05$), con los nitratos ($r = -0,90$, $p < 0,05$), y con el amonio ($r = -0,88$, $p < 0,05$) y positivamente con el OD ($r = 0,96$, $p < 0,05$).

Tabla 2: Parámetros físico-químicos del agua superficial según temporada en primavera-2021 y verano-2021 en las caletas de Chorrillos y Cerro Azul, y en los puertos marítimos Chancay y Huacho del Departamento de Lima, Perú.

Localidad	Temporada	Temperatura	pH	Oxígeno mg L ⁻¹	Amonio mg L ⁻¹	Nitritos mg L ⁻¹	Nitratos mg L ⁻¹	Fosfatos mg L ⁻¹
Cerro Azul	Primavera	19,50	7,87	8,23	0,27	0,04	0,33	0,30
Cerro Azul	Verano	20,17	7,83	8,17	0,30	0,04	0,32	0,32
Chorrillos	Primavera	19,50	7,67	7,17	0,32	0,05	0,43	0,37
Chorrillos	Verano	20,06	7,68	7,01	0,41	0,06	0,44	0,34
Chancay	Primavera	20,33	7,67	6,93	0,43	0,06	0,45	0,33
Chancay	Verano	20,33	7,70	6,93	0,47	0,06	0,45	0,33
Huacho	Primavera	20,50	7,87	7,00	0,40	0,06	0,40	0,30
Huacho	Verano	20,67	7,83	6,87	0,37	0,06	0,42	0,33
	Promedio	20,13	7,76	7,29	0,37	0,05	0,41	0,33
ECA	2. C3	Δ3	6,8 a 8,5	≥2,5	NA	NA	NA	NA

ECA Categoría 2. Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales. C3 = Actividades marino portuarias, industriales, o de saneamiento en aguas marino costeras según MINAM (2017).

DISCUSIÓN

Microplásticos. Los resultados en esta investigación evidencian contaminación por MP en *T. chocolata*. Los colores dominantes de MP en *T. chocolata* fueron el negro (0,69 a 4,94 micropartículas de MP/individuo), azul (0,42 a 3,86 micropartículas de MP/individuo) y magenta (0,11 a 6,97 micropartículas de MP/individuo). Los colores de los MP se pueden emplear para determinar su origen, identificar aditivos químicos y su posible peligrosidad ambiental (Iannacone et al. 2021, 2022). Las micropartículas de color negro se obtienen mayormente de los neumáticos de los automóviles, y de otras fuentes industriales. Los de color azul podrían provenir de tapas de botellas de agua. La mayoría de los MP con colores brillantes, como el rojo, verde o magenta, proceden de materiales sintéticos lavados en lavadoras, los que utiliza metales pesados como cromo, cobre, cobalto, selenio, plomo y cadmio. Las micropartículas blancas o transparentes provienen de envases de embalaje, envases de alimentos, bolsas, entre otros. La decoloración amarillenta de los MP pudiera producirse por estar expuestos a la intemperie (Uogintè et al. 2022). No se observó diferencias en la FO%, ni entre las abundancias de micropartículas de MP entre temporadas. Sin embargo, algunas investigaciones señalan que los MP pueden variar según la temporada debido a las diferencias en las condiciones climáticas, aunque los resultados son altamente variables (Uogintè et al. 2022).

Se notó una mayor abundancia de MP en *T. chocolata* en la caleta Cerro Azul en comparación a las otras localidades. Estas variaciones podrían deberse a las diferencias

en el consumo de presas y a la posterior contaminación por MP de las presas de esta especie de caracol en cada localidad. Se ha observado en el caracol congénico *Stramonita haemastoma*, que retiene o transfiere los MP a tejidos distintos del sistema digestivo, favoreciendo la acumulación en los mismos (Kleinschmidt y Janosik 2021). La contaminación por MP representa una amenaza para ciertas especies de caracoles marinos depredadores como *T. chocolata* dependiendo de las presas consumidas, la retención de MP y su posición en la cadena alimentaria (Kleinschmidt y Janosik 2021).

En el presente estudio los microfragmentos fueron los dominantes. Los microfragmentos presentes en *T. chocolata* se pudieran originar a partir de la descomposición de piezas más grandes de desechos plásticos. Las microfibras y los microfilamentos en *T. chocolata* fueron las segundas y terceras en importancia, y se pueden originar a partir de una variedad de fuentes que incluyen aguas residuales, ropa, cuerdas y redes, cigarrillos y actividad pesquera, entre otros (Kleinschmidt y Janosik 2021, Eamrat et al. 2022).

Imposex. El IMP en el neogasterópodo *T. chocolata* fue del 73,21%, calificado según la escala de Ragagnin y Turra (2022) como 50% en un nivel alto y 50% en un nivel medio. No se observó diferencias en el porcentaje de IMP entre temporadas, ni entre localidades. La ausencia de variaciones entre las cuatro localidades y entre las temporadas de primavera e invierno muestran una homogeneidad entre las localidades y en las condiciones ambientales de cada localidad (Rico et al. 2019, Beyer et al. 2022). En el Perú, se ha encontrado en *T. chocolata* en las costas marinas de Ica,

un porcentaje menor de IMP de 33% en el otoño en la Isla de San Gayán, localizada muy cerca a la zona litoral. De igual forma se han encontrado valores próximos al 100% en puntos más cercanos a la zona litoral en el Callao y en Miraflores, Lima, Perú; sin embargo, en las costas marinas de Matarani, Arequipa, el porcentaje de IMP en *T. chocolata* fluctuó entre 8,1 y 12,5% (Luna-Pacompea et al. 2022).

Nuestros resultados sugieren que hay IMP en un 73,21% de *T. chocolata* en las aguas marinas de la costa central del Perú. Esto puede considerarse como un nivel elevado en la detección, a pesar que a nivel mundial hay una tendencia a la disminución del IMP (Beyer et al. 2022, Luna-Pacompea et al. 2022). Los puertos pesqueros concurridos evidencian el fenómeno del IMP en los caracoles marinos (Beyer et al. 2022). Otra investigación ha sugerido que la presencia de botes medianos y pequeños como los que se observan en estas cuatro localidades peruanas pueden ser una fuente de contaminación y producir IMP en los caracoles marinos (Rico et al. 2019).

No se vio asociación entre el porcentaje de IMP con la FO% y con la abundancia de MP en *T. chocolata*, lo que indica que la presencia de IMP, y de MP son al parecer procesos de contaminación independientes. A la fecha, existe escasa documentación que prueben que un aumento en los niveles de MP ocasione incremento en el IMP (Gallo et al. 2018).

Parámetros Físico-Químicos. La abundancia de MP en *T. chocolata* se observó relacionada negativamente con los nitritos, nitratos, y amonio, y positivamente con el OD del agua. Se ha observado alta abundancia de MP en aguas de canales urbanos de Tailandia con altos valores de nitratos y nitritos, pero amonio moderado, y niveles bajos OD, pH y temperatura (Eamrat et al. 2022), lo que significa un patrón opuesto al presente estudio en ambientes marinos de la costa central del Perú. De igual forma, la temperatura, la turbidez, los sólidos suspendidos totales y la demanda bioquímica de oxígeno del agua son los principales elementos que están directamente relacionados con la abundancia de MP en un ambiente acuático de Indonesia (Buwono et al. 2021). Los parámetros fisicoquímicos ambientales pueden tener un mayor impacto en la dispersión de MP que los factores antropogénicos (Buwono et al. 2021). Los resultados de estas investigaciones indican que la abundancia por MP está relacionada con la calidad del agua, especialmente con respecto a los microfragmentos y micropelículas (Eamrat et al. 2022). La información sobre la relación de los parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua con la abundancia de MP es aún muy limitada, en especial para el ambiente marino (Eamrat et al. 2022).

Futuras investigaciones deben continuar analizando las fuentes de MP, la contribución relativa de las microfibras sintéticas a esta contaminación; la importancia relativa de los microfragmentos de los neumáticos de vehículos; el tamaño, la forma y la composición (polímeros y aditivos) de los MP de diferentes orígenes; el aporte de los granulos de resina en la producción de los plásticos y finalmente los aportes fluviales, y las entradas atmosféricas en relación al ambiente marino (Gallo et al. 2018, Manullang 2018, Iannacone et al. 2021, 2022). Es clave caracterizar

los MP con base al color y forma, y a la abundancia de las micropartículas en el caracol marino *T. chocolata* con el fin que las investigaciones futuras diluciden cómo los MP se movilizan a través de la red alimentaria y cómo afectan directa e indirectamente a la biota acuática, e inclusive a la salud humana (Kleinschmidt y Janosik 2021).

CONCLUSIONES

La abundancia de MP en *T. chocolata* se observó relacionada con algunos parámetros fisicoquímicos del agua de mar. Los datos obtenidos en este trabajo nos permiten sugerir al caracol de consumo humano *T. chocolata* como un adecuado organismo bioindicador para el monitoreo de MP, con base a su forma y color y el porcentaje de IMP en diversas localidades de la costa marina del Perú, y del Pacífico sur, que es el ámbito geográfico de distribución de este molusco.

ORCID

Torres-Zevallos, U.  <https://orcid.org/0000-0002-0804-5700>

Arenas-Valeriano, A.D.  <https://orcid.org/0000-0001-6886-5308>

Alvarino, L.  <https://orcid.org/0000-0003-1544-511X>

Iannacone, J.  <https://orcid.org/0000-0003-3699-4732>

REFERENCIAS

1. Alvarez-Zeferino JC, Cruz-Salas AA, Vázquez-Morrillas A, Ojeda-Benitez S. Method for quantifying and characterization of microplastics in sand beaches. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 2020; 36: 151-164.
2. Beyer J, Song Y, Tollefsen KE, Berge JA, Tveiten L, Helland A, Øxnevad S, Schøyen M. The ecotoxicology of marine tributyltin (TBT) hotspots: A review. *Mar. Environ. Res.* 2022; 179: 105689.
3. Buwono NR, Risjani Y, Soegianto A. Distribution of microplastic in relation to water quality parameters in the Brantas River, East Java, Indonesia. *Environ. Technol. Innov.* 2021; 24: 101915.
4. Castro IB, Fillman G. High tributyltin and imposex levels in the commercial muricid *Thais chocolata* from two peruvian harbor areas. *Environ. Toxicol. Chem.* 2012; 31: 1-6.
5. Castro IB, Arroyo M, Costa P, Fillmann G. Butyltin compounds and imposex levels in Ecuador. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2012; 62: 68-77.
6. Castro IB, Iannacone J, Santos S, Fillmann G. TBT is still a matter of concern in Peru. *Chemosphere* 2018; 205: 253-259.
7. Castro IB, Machado FB, de Sousa GT, Paz-Villarraga C, Fillmann G. How protected are marine protected areas: A case study of tributyltin in Latin America. *J. Environ. Manage.* 2021; 278: 111543.
8. Cordova MR, Hernawan UE. Microplastics in Sumba waters, East Nusa Tenggara. *IOP Conf. Ser.: Earth. Environ. Sci.* 2018; 162: 012023.

9. Chamorro-García R, Poupin N, Tremblay-Franco M, Canlet C, Egusquiza R, Gautier R, Jouanin I, Shoucri BM, Blumberg B, Zalko D. Transgenerational metabolomic fingerprints in mice ancestrally exposed to the obesogen TBT. *Environ. Int.* 2021; 157: 106822.
10. Eamrat R, Taweesan A, Pussayanavin T. Assessment of microplastics distribution and related water quality in an urban canal, Thailand. *Pollut.* 2022; 8: 1172-1184.
11. Enrique S, Guabloche A, Tuesta E, Iannacone J, Castro IB. Imposex responses in *Thaisella chocolata* and *Xanthochorus buxeus* from Callao harbor, Peru. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 2019; 26: 100510.
12. Gallo F, Fossi C, Weber R, Santillo D, Sousa J, Ingram I, Nadal A, Romano, D. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures. *Environ. Sci. Eur.* 2018; 30: 13.
13. Hale RC, Seeley ME, La Guardia MJ, Mai L, Zeng EY. A global perspective on microplastics. *J. Geophys. Res. Oceans.* 2020; 125: e2018JC014719.
14. Hartmann N, Hüffer T, Thompson RC, Hassellöv M, Verschoor A, Daugaard AE, Rist S, Karlsson T, Brennholt N, Cole M, Herrling MP, Hess MC, Ivleva NP, Lusher AL, Wagner M. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 2019; 53: 1039-1047.
15. Iannacone J, Principe F, Minaya D, Panduro G, Carhuapoma M, Alvariano L. Microplásticos en peces marinos de importancia económica en Lima, Perú. *Rev. de Investig. Vet. Peru.* 2021; 32: e20038.
16. Iannacone J, Principe F, Alvariano L, Minaya D, Panduro G, Ayala Y. MPs en el "cangrejo peludo" *Romaleon setosum* (Molina, 1782) (Cancridae) del Perú. *Rev. de Investig. Vet. del Peru.* 2022; 33: e22161.
17. Kolandhasamy P, Su L, Li J, Qu X, Jabeen K, Shi H. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: a novel way to uptake microplastics beyond ingestion. *Sci. Total Environ.* 2018; 610: 635-640.
18. Kleinschmidt JM, Janosik AM. Microplastics in Florida, United States: A case study of quantification and characterization with intertidal snails. *Front. Ecol. Evol.* 2021; 9: 645727.
19. Luna-Pacompea N, Juárez-Laguna F, Jaén-Rodríguez C, Alvariano L, Iannacone J. Metales pesados e imposex en *Thaisella chocolata* (Gasteropoda: Muricidae) en Matarani, Arequipa, Perú. *Rev. de Investig. Vet. del Peru.* 2022; 33: e23793.
20. Manullang CY. 2018. Current status and future prospect of marine pollution research in the Banda Sea. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 2018; 184: 012007.
21. Mendes ABA, Motta NAV, Lima GF, Autran LJ, Brazão SC, Sepúlveda-Fragoso V, Scaramello CBV, Graceli JB, Miranda-Alves L, Brito FCF. Evaluation of the effects produced by subacute tributyltin administration on vascular reactivity of male wistar rats. *Toxicology.* 2022; 465: 153067.
22. Mearns AJ, Bissell M, Morrison MA, Rempel-Hester MA, Courtney A, Rutherford N. Effects of pollution on marine organisms. *Water Environ. Res.* 2019; 91: 1229-1252.
23. Oberbeckmann S, Kreikemeyer B, Labrenz M. Environmental factors support the formation of specific bacterial assemblages on microplastics. *Front. Microbiol.* 2018; 8: 2709.
24. PRODUCE. Anuario Estadístico. Pesquero y Acuicola. Lima: Ministerio de la Producción; 2021. p. 188.
25. Ragagnin MN, Turra A. 2022. Imposex incidence in the sandy beach snail *Hastula cinerea* reveals continued and widespread tributyltin contamination after its international ban. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 2022; 49: 102118.
26. Rico JP, Orozco GJ, Rodríguez RO, Campos NH. Imposex en neogasterópodos del Caribe colombiano: un acercamiento al estudio de la contaminación de las aguas marino-costeras de la región. En: Ciencias del mar Una mirada desde la Universidad Nacional de Colombia. Hernando-Campos N, Acero-Pizarro A (eds.). San Andrés: Universidad Nacional de Colombia; 2019. p. 121-137.
27. Sadan NE, Akash PS, Sunil KPG. Biofouling impacts and toxicity of antifouling agents on marine environment: a qualitative study. *Sustainability Agri. Food. Environ. Res.* 2022; 10: 1-9.
28. Uc-Peraza RG, Castro ÍB, Fillmann G. An absurd scenario in 2021: Banned TBT-based antifouling products still available on the market. *Sci. Total Environ.* 2022; 805: 150377.
29. Uogintė I, Pleskytė S, Pauraitė J, Lujanienė G. Seasonal variation and complex analysis of microplastic distribution in different WWTP treatment stages in Lithuania. *Environ. Monit. Assess.* 2022; 194:829.
30. van Gesselten N, Bouwman H, Averbuj A. Imposex assessment and tributyltin levels in sediments along the Atlantic coast of South Africa. *Mar. Environ. Res.* 2018; 142: 32-39.
31. Villegas S, Iannacone J, Villegas C. Riesgo ambiental marino por pinturas anti-incrustantes a base de TBT (tributilestaño), sobre el "caracol plomo" *Thaisella chocolata* (Duclos, 1832) empleando al imposex como un bioindicador, en el puerto de Paita, Perú. *Rev. Luna Azul.* 2021; 53: 76-91.
32. Wang J, Li Y, Lu L, Zheng M, Zhang X, Tian H, Wang W, Ru S. Polystyrene microplastics cause tissue damages, sex-specific reproductive disruption and transgenerational effects in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environ. Pollut.* 2019; 254: 113024.