

Variación interanual del imposex en el caracol marino *Thaisella chocolata* (Muricidae) en la costa central del Perú

Interannual variation of imposex in the sea snail *Thaisella chocolata* (Muricidae) on the central coast of Peru

José Iannacone^{1,2,3*}, Lorena Alvariano¹, Carlos Armando Esqueche-Angeles¹,
Ahuber Omar Vásquez-Aranda⁴, Jorge López-Bulnes⁵, Luz Castañeda⁵

RESUMEN

La alteración hormonal generada por el tributil de estaño (TBT) en las hembras de los gasterópodos ocasiona esterilidad debido al fenómeno del imposex. El objetivo del presente trabajo fue caracterizar la variación anual del imposex en el caracol marino *Thaisella chocolata* (Muricidae) en siete localidades de la costa central del Perú. Se trabajó con una unidad de análisis de 1188 muestras de *T. chocolata* entre 2013 al 2016. La catalogación del imposex fue evaluada con base a los siguientes indicadores: imposex en las hembras (I%), el Índice relativo de longitud del pene (RPLI), el Índice del tamaño relativo del pene (RPSI) y el Índice de Secuencia del Vaso Deferente (VDSI). Se observó un porcentaje global de Imposex de 36.39%, y una tendencia a la disminu-

¹ Grupo de Investigación de Sostenibilidad Ambiental (GISA), Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA), Museo de Historia Natural, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú

² Coastal Ecosystems of Peru Research Group – COEPERU, Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Escuela de Ingeniería Ambiental, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú

³ Grupo de Investigación «One Health», Laboratorio de Zoología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú

⁴ Grupo de Investigación de Sostenibilidad Ambiental (GISA), Facultad de Ingeniería Geográfica, Ambiental y Ecoturismo. Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú

⁵ Grupo de Investigación de Sostenibilidad Ambiental (GISA), Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú

* E-mail: joseiannacone@gmail.com

Recibido: 2 de enero de 2023

Aceptado para publicación: 4 de julio de 2023

Publicado: 25 de agosto de 2023

©Los autores. Este artículo es publicado por la Rev Inv Vet Perú de la Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Este es un artículo de acceso abierto, distribuido bajo los términos de la licencia Creative Commons Atribución 4.0 Internacional (CC BY 4.0) [<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.es>] que permite el uso, distribución y reproducción en cualquier medio, siempre que la obra original sea debidamente citada de su fuente original

ción del 2013 al 2016 del porcentaje de Imposex, RPLI, RPSI y VDSI. El porcentaje de Imposex según localidad varió entre 5.88 hasta 52.10%. Los índices de severidad con base al RPLI y RPSI por localidad presentaron la siguiente secuencia: Chorrillos > Pucusana > San Bartolo > Isla San Lorenzo > Agua Dulce > La Punta > Callao; y para el VDSI fue de: Pucusana > La Punta = San Bartolo = Isla San Lorenzo > Chorrillos > Agua Dulce > Callao. Se evidenció una reducción de la longitud del pene de hembras, y del RPLI de *T. chocolata* entre los años de evaluación.

Palabras clave: Índice relativo de longitud del pene, Índice del tamaño relativo del pene, Índice de Secuencia del Vaso Deferente, índices de severidad, TBT

ABSTRACT

The hormonal alteration generated by tributyl (TBT) in female gastropods causes sterility due to the imposex phenomenon. The aim of this study was to characterize the annual variation of imposex in the sea snail *Thaisella chocolata* (Muricidae) in seven locations on the central coast of Peru. A unit of 1188 samples of *T. chocolata* were evaluated between 2013 and 2016. The imposex cataloging was evaluated based on the following indicators: imposex in females (I%), Relative Penile Length Index (RPLI), the Relative Penile Size Index (RPSI) and the Vas Deferens Sequence Index (VDSI). The global percentage of Imposex of 36.39% was observed, and a downward trend from 2013 to 2016 in the percentage of Imposex, RPLI, RPSI and VDSI. The percentage of Imposex according to locality varied between 5.88 to 52.10%. The severity indices based on the RPLI and RPSI by locality presented the following sequence: Chorrillos > Pucusana > San Bartolo > Isla San Lorenzo > Agua Dulce > La Punta > Callao; and for the VDSI it was: Pucusana > La Punta = San Bartolo = San Lorenzo Island > Chorrillos > Agua Dulce > Callao. There was evidence of a reduction in the length of the penis of females, and of the RPLI of *T. chocolata* between the years of evaluation.

Key words: relative penile length index, relative penile size index, vas deferens sequence index, severity indices, TBT

INTRODUCCIÓN

La actividad antrópica viene impactando los ambientes marinos con desechos de contaminantes como agentes físicos y químicos (Ragagnin y Turra, 2022), agentes que afectan las condiciones ambientales y a los seres vivos ocasionando efectos nocivos en la salud, fecundidad y supervivencia (Stickle y Zhang, 2003; França *et al.*, 2021). El efecto de un contaminante en un ser vivo puede ser perjudicial para su vida, más aún si el número de contaminantes aumenta (Caja-Molina y Iannacone, 2021; Dellafreda & Iannacone, 2021; Ragagnin y Turra, 2022).

Las pinturas anti-incrustantes aún son de uso común en las embarcaciones de los pescadores artesanales (França *et al.*, 2021). Algunas de estas tintas contienen aditivos, como el compuesto organoestañoso (TBT, por sus siglas en inglés), el cual permanece en el ambiente marino y está asociado a la ocurrencia del fenómeno de imposex (IMP) en las hembras de caracoles (Otegui *et al.*, 2019), causando su masculinización (Mensink *et al.*, 2002; Rivas *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2018; Ragagnin y Turra, 2022), afectando la fertilidad y, por lo tanto, reduciendo considerablemente la densidad poblacional, llegando incluso a la desaparición de estas a nivel lo-

cal, al afectar el equilibrio del ecosistema marino (Enrique *et al.*, 2019; França *et al.*, 2021; Gomes *et al.*, 2021a,b).

El IMP fue inicialmente conceptualizado por Smith (1971) y estudiado en cuatro continentes (Tittley-O'Neal *et al.*, 2011); sin embargo, las investigaciones se concentran en países europeos y en Estados Unidos (Tittley O'Neal *et al.*, 2011), con resultados de hasta 100% de ocurrencia en zonas de impacto directo de puertos. En Sudamérica, Brasil es el país con mayor número de investigaciones asociadas al IMP (Castro *et al.*, 2012; França *et al.*, 2021), mientras que en Perú se han hecho estudios en los puestos del Callao en *Thaisella chocolata* y *Xanthochorus buxeus* (Castro y Fillman, 2012; Castro *et al.*, 2018; Enrique *et al.*, 2019); Chimbote en *T. chocolata* (Castro y Fillman, 2012); Paracas en *T. chocolata* (Chumbimune y Ponce, 2015); Pucusana en *Stramonita haemastoma* y *Crassilabrum crassilabrum* (Guabloche *et al.*, 2017; Rivas *et al.*, 2017), Ancón en *X. buxeus* y *C. crassilabrum* (Guabloche *et al.*, 2013; Rivas *et al.*, 2017), Paita en *T. chocolata* (Villegas *et al.*, 2021) y en Matarani-Arequipa en *T. chocolata* (Luna-Pacompea *et al.*, 2022).

A la fecha, pocos estudios analizan el efecto del IMP en caracoles marinos en forma interanual. Una evaluación temporal del IMP entre 2007 al 2018 en Brasil en *Stramonita brasiliensis* reportó que los índices de IMP fluctuaron entre 0 a 100%, el índice de secuencia de deferencia de vaso (VDSI) de 0 a 4.11 y el índice de longitud relativa del pene (RPLI) de 0 a 51 (França *et al.*, 2021). El IMP en *Nucella lapillus* fue monitoreado en Portugal para evaluar la evolución de la contaminación por compuestos organoestañicos (OT) después de la prohibición de la Unión Europea de las pinturas anti-incrustantes basadas en OT, donde, si bien se produjo una rápida disminución del IMP, entre 2018-2019 se observó un ligero aumento del IMP en algunas localidades (Gomes *et al.*, 2021a). Asimismo, el IMP fue evaluado en *Gemophos viverratus* alrededor de la isla

de São Vicente - Cabo Verde, encontrando que el índice de VDSI, la RPLI, el porcentaje de las hembras con IMP (%I) y el porcentaje de hembras esterilizadas en 2019 oscilaron entre 0 y 4.0, entre 0 y 84.4%, entre 0 y 100 % y entre 0 y 5.1%, respectivamente, siendo los valores similares a los de 2012 (Gomes *et al.*, 2021b).

La persistencia del IMP en los ambientes acuáticos puede conducir a riesgos serios para la salud de la biota marina, en especial en la reproducción de los caracoles marinos de la familia Muricidae y los organismos que lo habitan (Ribeiro-Brasil *et al.*, 2021; Viana *et al.*, 2021). El poblador peruano está expuesto a la contaminación de estaño al consumir los caracoles marinos con IMP en platillos culinarios de mucha demanda. Varios estudios describen los niveles de compuestos orgánicos de estaño en los alimentos marinos y abordan los riesgos de su consumo hacia los seres humanos (Chamorro-García *et al.*, 2021; Jiang *et al.*, 2021). La normativa evidencia que siguen siendo escasos los estudios disponibles sobre el tema, haciendo que no existan leyes específicas en el Perú que regulen el uso de los OT en el ambiente marino (Batista *et al.*, 2016; Gerres *et al.*, 2021; Gomes *et al.*, 2021a; Uc-Peraza *et al.*, 2022).

Con relación a la evaluación del riesgo ambiental asociado a TBT, el Convenio para la Protección Ambiental del Atlántico Nordeste (OSPAR, 2008), estableció un estándar de monitoreo específico para *N. lapillus*, *Nassarius reticulatus* y *Neptunea antiqua* (Martínez-Llado *et al.*, 2007; Maciel *et al.*, 2018; Gomes *et al.*, 2021a,b). Al respecto, se pensaba que los puertos internacionales y de alto tráfico marino de grandes embarcaciones eran la fuente principal de contaminación por TBT; sin embargo, se ha encontrado que los puertos artesanales tendrían un aporte importante de OT, ocasionando altos niveles de IMP (Enrique *et al.*, 2019; França *et al.*, 2021). De otro lado, si bien el indicador principal de contaminación por OT en el medio marino es el IMP (Bennett, 1996; Guabloche *et al.*, 2017; Enrique *et al.*, 2019;

França *et al.*, 2021), los gasterópodos no son los únicos organismos expuestos a un riesgo ambiental por estos químicos residuales en el mar (Primost *et al.*, 2021), pues se han detectado restos de TBT en tejidos de mamíferos marinos como ballenas, delfines, focas y en otros organismos de alta mar (Bandara *et al.*, 2021).

El Perú no cuenta con información sobre la variación interanual del estado del IMP en el caracol marino *T. chocolata* (Muricidae). Por eso, surgen la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es la variación interanual del IMP para los años 2013 al 2106 en el caracol marino *T. chocolata* en la costa central del Perú? El objetivo del presente estudio fue caracterizar la variación interanual del IMP en el caracol marino *T. chocolata* en la costa central del Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestras

Se obtuvieron ejemplares adultos (conchilla entre 40 y 70 mm) de *T. chocolata* procedentes de varias localidades del departamento de Lima y del Callao, Perú (Castro y Fillmann, 2012), recolectados mediante buceo por compresión a una profundidad entre los 60 cm y 20 m, y a una distancia de la orilla de hasta 250 m. Se trabajó como unidad de análisis con 1188 especímenes, los cuales se depositaron en formalina al 10% en la colección biológica del Museo de Historia Natural de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal (MHN-UNFV), según lo señalado en el Cuadro 1.

Procedimiento

Los moluscos fueron anestesiados con una disolución de cloruro de magnesio (3.5%) por 1 hora de exposición (Castro y Fillman, 2012). La longitud de la conchilla del molusco (LC) se midió empleando un instrumental

tipo vernier (± 0.01 mm de grado de precisión) desde el ápex hasta la base del molusco. La identificación sexual se efectuó usando un estereoscopio y fue sustentado por presentar o tener ausente la glándula de la cápsula y los ovarios en los caracoles femeninos, y testículos y la presencia de la vesícula seminal para los moluscos masculinos (Collado *et al.*, 2010). Se registró el tamaño del pene (LP) y la ocurrencia del vaso deferente para los moluscos machos y para las hembras con IMP. La catalogación del IMP se evaluó con base a los siguientes indicadores: IMP en las hembras (I%), índices de LP (longitud promedio del pene) en hembras (FPL, por sus siglas en inglés), el RPLI ([longitud promedio del pene de hembras / longitud promedio del pene de machos]*100) y el Índice del tamaño relativo del pene (RPSI) (Castro y Fillman, 2012; Castro *et al.*, 2018; Monteiro-Rodrigues *et al.*, 2020):

El IMP fue caracterizado en cuatro niveles: 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). Además, para minimizar el efecto del tamaño en los parámetros de IMP, FPL y RPLI se estandarizaron con la longitud de la conchilla (Castro y Fillmann, 2012):

- $FLP_{estandar} = FPL / LC$ de las hembras
- $RPLI_{estandar} = LP$ en hembras o machos / LC en hembras o machos * 100

Asimismo, se determinó el índice de severidad del IMP en base a la escala de seis niveles del VDSI, que proporciona una indicación del impacto reproductivo de la población de caracoles. El VDSI fue evaluado en función a los estadios propuestos por Terlizzi *et al.* (1999):

- Estadio 1: Desarrollo de una pequeña sección de vasos deferentes en la región ventral.
- Estadio 2: Desarrollo inicial del pene, pequeña formación de una cresta a una corta distancia.

Cuadro 1. Ámbito espacial y temporal según año, mes, localidad, región y número de caracoles marinos *Thaisella chocolata* (Muricidae) registrados en la colección biológica del Museo de Historia Natural de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal (MHN-UNFV)

Data	Año	Mes	Localidad	Región	Coordenadas	Caracoles (n)
1	2013	Junio	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	78
2	2013	Junio	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	123
3	2013	Junio	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	40
3	2014	Noviembre	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	106
4	2014	Junio	San Bartolo	Lima	12°23'22" LS 76°46'49" LO	105
5	2014	Junio	Pucusana	Lima	12°28'54" L 76°47'51" LO	100
6	2015	Mayo	La Punta	Callao	12°4'22" LS 77°9'48" LO	55
7	2015	Mayo	San Bartolo	Lima	12°23'22" LS 76°46'49" LO	53
8	2016	Junio	Pucusana	Lima	12°28'54" L 76°47'51" LO	85
9	2016	Junio	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	54
10	2016	Junio	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	55
11	2016	Junio	Callao	Callao	12°02'49"S 77°08'34"O	90
12	2016	Junio	Agua dulce	Lima	12°9'45"LS 77°1'38"LO	60
13	2016	Junio	Chorrillos	Lima	12°9'58"LS 77°1'46"LO	61
14	2016	Junio	Isla San Lorenzo	Callao	12°4'60" LS 77°15'0" LO	62
15	2016	Junio	Callao	Callao	12°02'49"S 77°08'34"O	60
Total						1,188

- Estadio 3: Formación de pene pequeño y desarrollo de vasos deferentes iniciando desde la base del pene.
- Estadio 4: Alargamiento del pene, cercano al de un macho.
- Estadio 5: Tejidos de vasos deferentes creciendo sobre el área genital, causando desplazamiento de la vulva.
- Estadio 6: En la glándula capsular se encuentra material de cápsulas abortadas que, en caso de estar acopladas, se puede observar una masa traslúcida o marrón (claro u oscuro).

Análisis de Datos

La normalidad y la homogeneidad de los datos (LC, LP, e índices de IMP) se verificaron con el uso de pruebas de Shapiro-Wilks y

Levene, respectivamente. Para verificar si LP se ve afectada por LC en *T. chocolata* se realizó una gráfica de la regresión lineal múltiple entre estos parámetros para las hembras y los machos. Se utilizó el análisis de correlación de Pearson para determinar la relación de los parámetros de IMP (RPLI, RPSI y VDSI) entre los cuatro años examinados (2013 al 2016). Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa estadístico SPSS v. 28.00, con un nivel de $p < 0.05$.

Aspectos Éticos

Los investigadores indican que aplicaron todas las normativas peruanas e internacionales respecto a las autorizaciones, normas de bioseguridad y descarte de sustancias de naturaleza química y biológica. Los

Cuadro 2. Variaciones temporales entre el 2013 al 2016 y espaciales en Lima y Callao para la longitud de la conchilla (LC) de *Thaisella chocolata*

LC	Macho	Hembra	t	p
<i>Año</i>				
2013	53.06	51.10	0.81	0.41
2014	58.12	59.18	1.36	0.17
2015	57.36	53.04	33.80	0.001
2016	51.17	51.76	13.82	0.16
<i>Localidad</i>				
Pucusana	52.44	56.63	44.04	0.001
San Bartolo	59.56	61.33	18.79	0.06
Chorrillos	53.13	53.70	0.86	0.38
Agua Dulce	51.33	51.41	0.10	0.91
Callao	51.21	50.44	10.29	0.30
La Punta	50.90	51.50	0.42	0.67
I. San Lorenzo	50.14	52.38	13.24	0.19
Global	53.45	54.38	22.75	0.02

t = Estadístico de t de Student. p = probabilidad. Valores en negrita indican diferencias significativas (p<0.05)

caracoles no son incluidos como restos no peligrosos; por lo tanto, su disposición final consideró el Decreto Supremo N° 014-2017 Art. 43 del Ministerio del Ambiente. Los moluscos fueron adquiridos de los pescadores en cada ámbito geográfico por lo que no se necesitaron permisos específicos. En el laboratorio se siguió lo señalado en la guía para la gestión y eliminación de residuos del Laboratorio de Ecología y biodiversidad Animal (LEBA) de la UNFV. Ejemplares representativos de *T. chocolata* fueron depositados en la colección biológica del Museo de Historia Natural de UNFV.

RESULTADOS

En la muestra de 1188 especímenes, la LC fue de mayor tamaño en las hembras (Cuadro 2). Asimismo, al evaluar los cuatro años de datos solo se encontró diferencias significativas en 2015, siendo los machos de

mayor tamaño que las hembras, en tanto que, con relación a la localidad, solo hubo diferencias significativas para Pucusana, presentando las hembras de *T. chocolata* un mayor tamaño con base a la LC en comparación a los machos (Cuadro 2).

En la evaluación de la LP de *T. chocolata* se observaron oscilaciones significativas, siendo la LP mayor en las hembras en 2013, y mayor en los machos en 2015 y 2016 (Cuadro 3). Asimismo, la LP fue mayor en las localidades de San Bartolo, Callao, La Punta e Isla San Lorenzo, con relación a las hembras (Cuadro 3).

El Cuadro 4 muestra las variaciones de los parámetros de IMP e índices de severidad de *T. chocolata* entre los años 2013 al 2016, así como las variaciones espaciales. Se observó un % global de IMP de 36.39 (medio), y una tendencia a la disminución del 2013 (alto) al 2016 (bajo) del % IMP, RPLI, RPSI y VDSI. El %IMP varió entre 588% (bajo)

Cuadro 3. Variaciones temporales entre 2013 al 2016 y espaciales en Lima y Callao para la longitud del pene (LP) de *Thaisella chocolata*

LP	Macho	Hembra	t	p
<i>Año</i>				
2013	9.45	11.72	1.99	0.04
2014	11.75	10.18	1.32	0.18
2015	8.69	6.66	2.39	0.02
2016	10.99	3.81	11.72	0.0001
<i>Localidad</i>				
Pucusana	10.74	10.14	0.65	0.51
San Bartolo	9.92	7.03	2.48	0.01
Chorrillos	10.21	9.93	0.33	0.73
Agua Dulce	11.77	7.14	1.29	0.25
Callao	11.66	1.75	15.05	0.0001
La Punta	10.41	6.24	5.07	0.0001
I. San Lorenzo	10.46	6.66	2.36	0.03
Global	10.61	9.01	3.38	0.0007

t = Estadístico de t de Student. p = probabilidad. Valores en negrita indican diferencias significativas (p<0.05)

Cuadro 4. Variaciones temporales y espaciales entre 2013 a 2016 del monitoreo biológico de los parámetros de Imposex (IMP) en hembras e índices de severidad de *Thaisella chocolata*

Año	n	Macho	Hembra	Nº IMP	% IMP	RPLI	RPSI	VDSI
<i>Año</i>								
2013	241	84	157	110	70.06	123.92	190.29	3.16
2014	311	92	219	54	24.66	86.68	65.13	3.19
2015	108	64	44	15	34.09	76.72	45.17	3.00
2016	528	283	245	63	25.71	29.32	4.17	2.13
<i>Localidad</i>								
Pucusana	185	78	107	25	23.36	94.46	84.29	3.48
San Bartolo	158	91	67	8	11.94	70.93	35.68	3.00
Chorrillos	517	183	334	174	52.10	97.31	92.14	2.96
Agua Dulce	61	26	35	7	20.00	60.69	22.35	2.86
Callao	150	97	53	19	35.85	15.02	0.34	1.37
La Punta	55	20	35	7	20.00	59.97	21.57	3.00
I. San Lorenzo	62	28	34	2	5.88	62.12	23.97	3.00
Global	1188	523	665	242	36.39	84.88	61.14	2.89

RPLI = Índice de longitud relativo del pene; RPSI= Índice del tamaño relativo del pene; VDSI = Índice de Secuencia del Vaso Deferente.

Cuadro 5. Matriz de correlación de Pearson (rp)_i (parte inferior) y nivel de significancia (parte superior) para el monitoreo biológico de los años de evaluación, parámetros de Imposex (IMP) e índices de severidad de *Thaisella chocolata*

	Año	LC hembras	LC machos	LP machos	LP hembras	% IMP	RPLI	RPSI	VDSI
Año		0.85	0.75	0.85	0.01	0.25	0.02	0.06	0.15
LC hembras	-0.14		0.24	0.36	0.71	0.45	0.94	0.77	0.57
LC machos	-0.24	0.75		0.97	0.65	0.69	0.68	0.93	0.28
LP machos	0.14	0.63	-0.02		0.95	0.45	0.64	0.66	0.76
LP hembras	-0.98	0.28	0.34	-0.04		0.35	0.04	0.13	0.11
% IMP	-0.74	-0.54	-0.30	-0.54	0.64		0.21	0.06	0.57
RPLI	-0.97	0.05	0.31	-0.35	0.95	0.78		0.07	0.11
RPSI	-0.93	-0.22	-0.06	-0.33	0.86	0.93	0.92		0.34
VDSI	-0.84	0.42	0.71	-0.23	0.88	0.42	0.88	0.65	

LC = longitud de la conchilla; LP = Longitud del pene; RPLI = Índice de longitud relativo del pene; RPSI= Índice del tamaño relativo del pene; VDSI = Índice de secuencia del vaso deferente

hasta 52.10% (medio), según la localidad. De igual manera, el índice de severidad con base al RPLI y RPSI presentaron la siguiente secuencia en orden descendente: Chorrillos > Pucusana > San Bartolo > Isla San Lorenzo >

Agua Dulce > La Punta > Callao, en tanto que para el VDSI fue de: Pucusana > La Punta = San Bartolo = Isla San Lorenzo > Chorrillos > Agua Dulce > Callao.

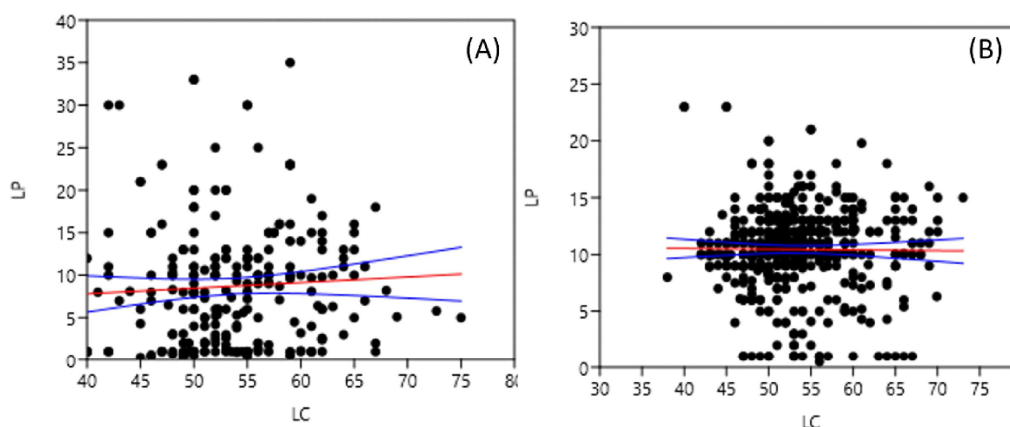


Figura 1. Gráfica de relación entre la LC y LP de las hembras (A) y machos (B) de *Thaisella chocolata* para el monitoreo biológico de los años 2013 a 2016 en la región de Lima y Callao, Perú. La línea media representa la regresión lineal de las variables y las líneas laterales los límites de confianza al 95%

(A) Ecuación de regresión: $y(LP) = 0.06 + 51.36x(LC)$, Coeficiente de determinación: $r^2 = 0.003$, $p = 0.35$

(B) Ecuación de regresión: $y(LP) = -0.006 + 10.80x(LC)$, Coeficiente de determinación: $r^2 = 0.0001$, $p = 0.80$

El Cuadro 5 evidencia una correlación negativa entre los años y la LP de hembras, y entre los años con el RPLI de *T. chocolata*. La Figura 1 muestra las gráficas de relación entre la LC y LP de hembras y machos para el monitoreo biológico de 2013 a 2016 en la región de Lima y Callao. En ambos casos las ecuaciones de regresión lineal generadas no fueron significativas y presentaron un bajo coeficiente de determinación.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se encontraron oscilaciones en el IMP y en los índices de severidad del caracol *T. chocolata* entre 2013 (alto) a 2016 (bajo) en 1188 especímenes. Se observó un porcentaje global de IMP de 36.39 (medio), con una variación entre 5.88% (bajo) hasta 52.10% (medio). Los valores globales de los índices de severidad RPLI, RPSI y

VDSI fueron 84.88, 61.14 y 2.89, respectivamente. Este fenotipo denominado IMP, definido como la presencia de órganos sexuales masculinos no funcionales se desarrolla en los caracoles hembras de *T. chocolata* (Luna-Pacompea *et al.*, 2022). Esta condición fenológica atípica es irreversible, lo que conduce a una reproducción deficiente, proporciones sexuales sesgadas, disminución de la fertilidad y finalmente riesgo de disminución concomitante en la diversidad de especies y poblaciones en el ambiente acuático (Marlatt *et al.*, 2022). La literatura científica evidencia que las hembras jóvenes de varias especies de caracoles marinos son extremadamente sensibles a desarrollar IMP cuando se exponen a concentraciones de TBT a partir de $1 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ en agua de mar, pudiéndose tornarse infértiles a concentraciones de $3\text{-}5 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$ (Beyer *et al.*, 2022). Los resultados sugieren que se empleó el TBT en las pinturas anti-incrustantes en las localidades evaluadas en el periodo del estudio.

Los efectos adversos del disruptor endocrino TBT como el IMP en caracoles marinos están disminuyendo a nivel mundial (Fernandez, 2019; Beyer *et al.*, 2022), tal como fue observado en el presente estudio para %IMP, RPLI, RPSI y VDSI de *T. chocolata*. Este patrón se debe al compromiso global de eliminar gradualmente las pinturas marinas basadas en TBT. La documentación de muchas encuestas de campo y programas de monitoreo sugiere que la prohibición de las pinturas anti-incrustantes con base al TBT ha sido en gran medida efectiva (Lahbib *et al.*, 2018; Lee *et al.*, 2022), aunque algunas empresas siguen produciendo y vendiendo estas pinturas (Beyer *et al.*, 2022), lo que sugiere una recuperación ambiental del ecosistema marino (Slama *et al.*, 2022).

Se observaron diferencias en la LC para la localidad de Pucusana y en 2015 donde los machos presentaron un mayor tamaño. En este aspecto, si bien la literatura señala que la estructura de población actual con base a la LC refleja la combinación de corrientes oceanográficas, rasgos de historia de vida y eventos históricos, el estudio de Zelada-Mázmela *et al.* (2022) respalda la existencia de una sola población de *T. chocolata* genéticamente homogénea entre Bayovar (Piura) y Marcona (Ica) en el Perú, lo que incluye el área de estudio de la presente investigación, conciliando los criterios biológicos con base a la LC y el manejo para este molusco.

Se ha notado diferencias significativas entre los años 2013, 2015 y 2016 con relación a la LP. Para el 2013, La LP fue mayor en las hembras en 2013, pero en 2015 y 2016 fue mayor en los machos. Se dispone de escasa información sobre el impacto del tamaño de la LP y del IMP en caracoles marinos a través de los años. França *et al.* (2021) observó en su estudio de 12 años de evaluación en el caracol marino *S. brasiliensis* os-

cilaciones en el IMP, el VDSI y el RPLI; asimismo, Gomes *et al.* (2021a) encontraron una rápida disminución del IMP en el caracol marino *N. lapillus* en dos años, después de la prohibición de la Unión Europea de las pinturas anti-incrustantes basados en OT. Además, Gomes *et al.* (2021b) determinaron oscilaciones en datos de 2012 y 2019 sobre el VDSI, RPLI y el porcentaje de hembras con IMP.

Uno de los parámetros más importantes en el IMP es la medida del pene del caracol, lo cual permitió determinar el RPLI y el RPSI. El pene es un órgano muscular y, por lo tanto, sujeto a contracción con estimulación táctil (Vasconcelos *et al.*, 2011). Si bien la manipulación extendida, la anestesia, el preservante químico usado, la congelación y descongelación pueden alterar las mediciones del pene (Vasconcelos *et al.*, 2011), se tiene evidencia de que la formalina no afecta significativamente estas mediciones. Así, se tienen estudios del IMP con material fijado en caracoles murícidos como *Hexaplex trunculus* (Terlizzi *et al.*, 1999); *H. trunculus*, *Bolinus brandaris* y *Thais haemastoma* (Chiavarini *et al.*, 2003); *Cantharus cecillei* (Shi *et al.*, 2005); *Mauritia arabica* (Huang *et al.*, 2008), y *Nassarius reticulatus* (Sousa *et al.*, 2009), entre otros.

Las variaciones espaciales para el IMP, RPLI, RPSI y VDSI entre las localidades muestreadas se encuentran directamente relacionadas con el tráfico de las embarcaciones y la actividad antrópica como turismo, pesquería comercial y artesanal (Ragagnin y Turra, 2022). Asimismo, se ha sugerido que los barcos de pesca artesanal y de turismo, como los observados en Chorrillos, Pucusana, San Bartolo, Isla San Lorenzo y Agua Dulce son potencialmente las mayores y progresivas fuentes de TBT al mar, y por ende causantes del IMP (Villegas *et al.*, 2021).

CONCLUSIONES

- El porcentaje global de Imposex (IMP) en las hembras fue de 36.39% con variaciones entre localidades de 5.88 hasta 52.10%.
- Se observó una tendencia a la disminución entre 2013 a 2016 del %IMP y del Índice relativo de longitud del pene (RPLI), el Índice del tamaño relativo del pene (RPSI) y el Índice de Secuencia del Vaso Deferente (VDSI).
- Los índices de severidad con base al RPLI y RPSI según localidades presentaron la siguiente secuencia: Chorrillos > Pucusana > San Bartolo > Isla San Lorenzo > Agua Dulce > La Punta > Callao., en tanto que para el VDSI fue de: Pucusana > La Punta = San Bartolo = Isla San Lorenzo > Chorrillos > Agua Dulce > Callao.
- Se evidenció una reducción de la LP de hembras y del RPLI de *T. chocolata* entre los años de evaluación.

LITERATURA CITADA

1. **Bandara KRV, Chinthaka SDM, Yasawardene SG, Manage PM. 2021.** Modified, optimized method of determination of Tributyltin (TBT) contamination in coastal water, sediment and biota in Sri Lanka. *Mar Pollut Bull* 166: 112202. doi: 10.1016/j.marpolbul.-2021.112202
2. **Batista RM, Castro IB, Fillmann G. 2016.** Imposex and butyltin contamination still evident in Chile after TBT global ban. *Sci Total Environ* 566-567: 446-453. doi: 10.1016/j.scitotenv.-2016.05.039
3. **Bennett RF. 1996.** Industrial manufacture and applications of tributyltin compounds. In: de Mora SJ (ed): *Tributyltin: case study of an environmental contaminant*. Cambridge University Press. p 23-61.
4. **Beyer J, Song Y, Tollefsen KE, Berge JA, Tveiten L, Helland A, Øxnevad S, et al. 2022.** The ecotoxicology of marine tributyltin (TBT) hotspots: a review. *Mar Environ Res* 179: 105689. doi: 10.1016/j.marenvres.2022.105689
5. **Caja-Molina AV, Iannacone J. 2021.** Evaluación del riesgo ambiental por petróleo crudo en las especies acuáticas *Lemna minor*, *Daphnia magna* y *Danio rerio*. *Rev Acad Colomb Cienc Exactas Fis Nat* 45: 777-794. doi: 10.18257/raccefyn.1398
6. **Castro IB, Fillman G. 2012.** High tributyltin and imposex levels in the commercial muricid *Thais chocolata* from two Peruvian harbor areas. *Environ Toxicol Chem* 31: 955-960. doi: 10.1002/etc.1794
7. **Castro IB, Arroyo M, Costa P, Fillmann G. 2012.** Butyltin compounds and imposex levels in Ecuador. *Arch Environ Con Tox* 62: 68-77. doi: 10.1007/s00244-011-9670-2
8. **Castro IB, Iannacone J, Santos S, Fillman G. 2018.** TBT is still a matter of concern in Peru. *Chemosphere* 205: 253-259. doi: 10.1016/j.chemosphere.-2018.04.097
9. **Chamorro-García R, Poupin N, Tremblay-Franco M, Canlet C, Egusquiza R, Gautier R, Jouanin I, et al. 2021.** Transgenerational metabolomic fingerprints in mice ancestrally exposed to the obesogen TBT. *Environ Int* 157: 106822. doi: 10.1016/j.envint.-2021.106822
10. **Chiavarini S, Massanisso P, Nicolai P, Nobili C, Morabito R. 2003.** Butyltins concentration levels and imposex occurrence in snails from the Sicilian coasts (Italy). *Chemosphere* 50: 311-319. doi: 10.1016/s0045-6535-(02)00601-x
11. **Collado G, Osorio C, Retamal M. 2010.** Imposex en los caracoles marinos *Acanthina monodon* (Pallas, 1774)

- y *Nassarius coppingeri* E.A. Smith, 1881 en el sur de Chile. Cienc Tecnol Mar 33: 67-76.
12. **Chumbimune OLM, Ponce MZJ. 2015.** Monitoreo de contaminación por tributilestano (TBT) en Puertos de Paraca, Ica (Perú), mediante el fenómeno de imposex en *Stramonita chocolata*. Científica 12: 222-230.
 13. **Dellafredad C, Iannacone J. 2021.** Efecto ecotoxicológico de la mezcla de Aroclor 1254 y plomo en el bioindicador *Daphnia magna*. Rev Lasallista Investig 18: 144-161. doi: 10.22507/rli.v18n-2a11
 14. **Enrique S, Guabloche A, Tuesta E, Iannacone J, Castro IB. 2019.** Imposex responses in *Thaisella chocolata* and *Xanthochorus buxeus* from Callao harbor, Peru. Reg Stud Mar Sci 26: 100510. doi: 10.1016/j.rsma.2019.-100510
 15. **Fernandez MA. 2019.** Populations collapses in marine invertebrates due to endocrine disruption: a cause for concern? Front Endocrinol 10: 1-14. doi: 10.3389/fendo.2019.00721
 16. **França MA, Otegui MBP, Zamprogno GC, Menario SJM, Costa MB. 2021.** Imposex and ecological quality status in *Stramonita brasiliensis* (Claremount & Reid, 2011): a temporal (2007 to 2018) and spatial evaluation on the southeastern coast of Brazil. J Sea Res 174: 102080. doi: 10.1016/j.seares.-2021.102080
 17. **Gerres T, Haussner M, Neuhoff K, Pirlot A. 2021.** To ban or not to ban carbon-intensive materials: a legal and administrative assessment of product carbon requirements. RECIEL 30: 249-262. doi: doi.org/10.1111/reel.12395
 18. **Gomes DM, Galante-Oliveira S, Oliveira IB, Castro IB, Abreu FEL, Fillmann G, Barroso CM. 2021a.** Long-term monitoring of *Nucella lapillus* imposex in Ria de Aveiro (Portugal): when will a full recovery happen? Mar Pollut Bull 168: 112411. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112411
 19. **Gomes DM, Galante-Oliveira S, Almeida C, Abreu FEL, Castro IB, Fillmann G, Carlos M, et al. 2021b.** Temporal evolution of imposex and butyltin contamination in *Gemophos viverratus* from São Vicente (Cabo Verde) - A countercurrent trend on the world scenario. Mar Pollut Bull 170: 112633. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112633
 20. **Guabloche A, Alvarez J, Rivas R, Hurtado S, Pradel R, Iannacone J. 2013.** Imposex en el caracol marino *Xanthochorus buxea* (Broderip, 1833) (Muricidae) en Playa Hermosa, Ancón, Lima, Perú. Biologist 11: 237-249. doi: 10.24039/rtb2013112402
 21. **Guabloche A, Mendoza J, Minaya D, Ortega J, Alvariano L, Iannacone J. 2017.** Imposex en el caracol marino *Stramonita haemastoma* (Gasteropoda: Muricidae) en la costa central del Perú. REDVET 18(5). [Internet]. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.-oa?id=63651419006>
 22. **Huang C, Zhu S, Lin J, Dong Q. 2008.** Imposex of *Mauritia arabica* on the south-eastern coast of China. J Mar Biol Assoc UK 88: 1451-1457. doi: 10.1017/S0025315408002075
 23. **Jiang P, Yuan GH, Jiang BR, Zhang JY, Wang Y, Lv H, Zhang Z, et al. 2021.** Effects of microplastics (MPs) and tributyltin (TBT) alone and in combination on bile acids and gut microbiota crosstalk in mice. Ecotox Environ Safe 220: 112345. doi: 10.1016/j.ecoenv.2021.112345
 24. **Lahbib Y, Abidlia S, Menif NT. 2018.** First assessment of the effectiveness of the international convention on the control of harmful anti-fouling systems on ships in Tunisia using imposex in *Hexaplex trunculus* as biomarker. Mar Pollut Bull 128: 17-23. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.01.012
 25. **Lee SH, Chen YS, Chen CF, Albarico, FPJB, Lim YC, Wang MH, Chen CW, Dong CD. 2022.** Butyltin contamination in fishing port sediments after the

- ban of tributyltin antifouling paint: a case of Qianzhen fishing port in Taiwan. *Water* 14: 813. doi: 10.3390/w14050813
26. **Luna-Pacompea N, Juárez-Laguna F, Jaén-Rodríguez C, Alvariño L, Iannacone J. 2022.** Metales pesados e imposex en *Thaisella chocolata* (Gastropoda: Muricidae) en Matarani, Arequipa, Perú. *Rev Inv Vet Perú* 33: e23793. doi: 10.15381/rivep.v33i5.23793
 27. **Maciel DC, Castro IB, de Souza JRB, Yogui GT, Fillmann G, Zanardi-Lamardo E. 2018.** Assessment of organotins and imposex in two estuaries of the northeastern Brazilian coast. *Mar Pollut Bull* 126: 473-478. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.11.061
 28. **Marlatt VL, Bayen S, Castaneda-Cortés D, Delbés G, Grigorova P, Langlois VS, Martyniuk CJ, et al. 2022.** Impacts of endocrine disrupting chemicals on reproduction in wildlife and humans. *Environ Res* 208: 112584. doi: 10.1016/j.envres.2021.112584
 29. **Martínez-Llado X, Gibert O, Martí V, Díez S, Romo J, Bayona JM, de Pablo J. 2007.** Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and tributyltin (TBT) in Barcelona harbour sediments and their impact on benthic communities. *Environ Pollut* 149: 104-113. doi: 10.1016/j.envpol.2006.11.020
 30. **Mensink B, Kralt H, Vethaak AD, Ten Hadders-Tjabbes C, Koeman JH, Van Hattun B, Boon JP. 2002.** Imposex induction in laboratory reared juvenile *Buccinum undatum* by tributyltin (TBT). *Environ Toxicol Phar* 11: 49-65. doi: 10.1016/s1382-6689(01)00106-5
 31. **Monteiro-Rodrigues JA, dos Santos MA, Maia RC. 2020.** Estudo do imposex no gastrópode *Stramonita brasiliensis* (Claremont; DG Reid, 2011) nos municípios de acarauá e itarema, litoral oeste do ceará, brasil. *Arq Ciên Mar Fortaleza* 53: 126-133. doi: 10.32360/acmar.v53i1.43641
 32. **OSPAR. 2008.** 2007/2008 CEMP Assessment: Trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and trends in TBT-specific biological effects. OSPAR Commission 2008.
 33. **Otegui MB, Zamprogno GC, França MA, Daros BN, Albino J, Costa MB. 2019.** Imposex response in shell sizes of intertidal snails in multiple environments. *J Sea Res* 147: 10-18. doi: 10.1016/j.seares.2019.02.003
 34. **Primost A, Averbuj G, Bigatti F, Márquez F. 2021.** Embryonic shell shape as an early indicator of pollution in marine gastropods. *Mar Environ Res* 167: 105283. doi: 10.1016/j.marenvres.2021.105283
 35. **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* 49: 102118. doi: 10.1016/j.rsma.-2021.102118
 36. **Ribeiro-Brasil DRG, Castro IB, Petracco M, Batista RM, Brasil LS, Ferreira JA, Borba TAC, et al. 2021.** Spatial distribution of butyltins and imposex in eastern Brazilian Amazon. *Mar Pollut Bull* 165: 112155. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112155
 37. **Rivas R, Hurtado S, Cornelio D, Mendoza J, Guabloche A, Iannacone J, Alvariño L, Castañeda L. 2017.** Imposex en *Crassilabrum crassilabrum* (Neogastropoda: Muricidae) en la costa central del Perú. *Rev Inv Vet Perú* 28: 834-842. doi: 10.15381/rivep.v28i4.-13873
 38. **Shi H, Huang C, Yu X, Zhu S. 2005.** An updated scheme of imposex for *Cantharus cecillei* (Gastropoda: Buccinidae) and a new mechanism leading to the sterilization of imposex-affected females. *Mar Biol* 146: 717-723. doi: 10.1007/s00227-004-1475-7
 39. **Slama T, Abidli S, El Menif NT, Lahbi Y. 2022.** Grazer gastropods as alternative species for monitoring butyltins contamination in harbors. *J Sea Res* 190: 102287. doi:10.1016/j.seares.2022.-102287

40. **Smith BS. 1971.** Sexuality in the American mud snail, *Nassarius obsoletus* say. Proc Malacol Soc Lond 39: 377-378.
41. **Stickle W, Zhang Z. 2003.** Long-term trends in imposex in six populations of *Stramonita haemastoma*. B Mater Sci 72: 685-694.
42. **Sousa A, Laranjeiro F, Takahashi S, Tanabe S, Barroso CM. 2009.** Imposex and organotin prevalence in a European post-legislative scenario: Temporal trends from 2003 to 2008. Chemosphere 77: 566-573. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.06.049
43. **Terlizzi A, Geraci S, Gibbs PE. 1999.** Tributyltin (TBT)-induced imposex in the Neogastropod *Hexaplex trunculus* in Italian coastal waters: morphological aspects and ecological implications. Ital J Zool 66: 141-146. doi: 10.1080/11250-009909356248
44. **Titley-O'Neal CP, Munkittrick KR, MacDonald BA. 2011.** The effects of organotin on female gastropods. J Environ Monitor 13: 2360-2388. doi: 10.1039/C1EM10011D
45. **Uc-Peraza RG, Castro IB, Fillmann CG. 2022.** An absurd scenario in 2021: banned TBT-based antifouling products still available on the market. Sci Total Environ 805: 150377. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.150377
46. **Vasconcelos P, Moura P, Barroso CM, Gaspar MB. 2011.** Size matters: importance of penis length variation on reproduction studies and imposex monitoring in *Bolinus brandaris* (Gastropoda: Muricidae). Hydrobiologia 661: 363-375. doi: 10.1007/s10750-010-0544-9
47. **Viana JLM, Mendes VJC, da Costa MB, Otegui MBP, Diniz MS, Santos SRV, Franco TCRS. 2021.** First evaluation of imposex in *Stramonita brasiliensis* (Claremont and Reid, 2011) (Caenogastropoda: Muricidae) from Brazil's Legal Amazon. J Sea Res 174: 102064. doi: 10.1016/j.seares.2021.-102064
48. **Villegas S, Iannacone J, Villegas C. 2021.** 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. Luna Azul 53: 76-91. doi: 10.17151/luaz.2021.53.5
49. **Zelada-Mázmela E, Reyes-Flores LE, Sánchez-Velásquez JJ, Ingar C, Santos-Rojas LE. 2022.** Population structure and demographic history of the gastropod *Thaisella chocolata* (Duclos, 1832) from the Southeast Pacific inferred from mitochondrial DNA analyses. Ecol Evol 12: e9276. doi: 10.1002/ece3.9276