

**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**

Susy Villegas<sup>1</sup>  , José Iannacone<sup>2</sup>  , Carlos Villegas<sup>3</sup>  

Recibido: 31 marzo 2020 Aceptado: 6 julio 2021 Actualizado: 27 junio de 2021

DOI: 10.17151/luaz.2021.53.5

## Resumen

El imposex es el desarrollo de órganos sexuales masculinos en las hembras de los caracoles marinos por acción del TBT (tributilestaño) presente en las pinturas anti-incrustantes. **Objetivo:** evaluar el riesgo ambiental (ERA) por pinturas anti-incrustantes sobre *Thaisella chocolata* (Duclos, 1932) “Caracol plomo”, empleando como bioindicador al imposex en el puerto de Paita, Perú. **Materiales y métodos:** se analizaron los indicadores de imposex de dos temporadas, verano y primavera, en cuatro localidades de muestreo; dos ubicadas en Paita y dos en caletas más al sur. Se recolectaron 30 individuos de *T. chocolata* por estación y por temporada, los cuales fueron narcotizados con cloruro de magnesio. Se midió la longitud de la conchilla con un Vernier y se retiró el cuerpo blando. Se identificó el sexo y se midió la longitud del pene en machos y en hembras con imposex. Se determinó el estadio del Índice del Vaso Deferente (VDSI). **Resultados:** los mayores valores de VDSI entre 2.11 (caletas) y 3.42 (puerto de Paita), se presentaron en temporada de verano, y fue determinado el ERA específico para *T. chocolata*. Existen diferencias significativas en la ocurrencia de imposex en *T. chocolata* en función a la cercanía al puerto de Paita, lo cual indica un riesgo ambiental para dicha especie. **Conclusiones:** el estándar de ERA por pinturas anti-incrustantes específico para la especie en estudio señala que el riesgo ambiental se encuentra entre los niveles C (exposición a TBT en concentraciones mayores al Criterio de Evaluación Ambiental) y E (poblaciones incapaces de reproducirse, donde la mayoría o todas las hembras son estériles).

**Palabras clave:** bioindicadores, contaminación marina, evaluación ambiental, Riesgo Ambiental.

**Marine environmental risk due to antifouling paints based on TBT (tributyltin) on “Sea snail” *Thaisella chocolata* (duclos, 1832) using imposex as a bioindicator, in the port of Paita, Peru**

## Abstract

Imposex is the development of male sexual organs in female sea snails by the action of TBT (tributyltin) present in antifouling paints. **Objective:** to evaluate the environmental risk (ERA) by antifouling paints on *Thaisella chocolata* (Duclos, 1932) "Sea snail" using imposex as a bioindicator in the port of Paita, Peru. **Materials and methods:** the imposex indicators of two seasons, summer and spring, were analyzed in four sampling locations; two located in Paita and two in coves further south. A total of 30 individuals of *T. chocolata* were collected per season, which were narcotized with magnesium chloride. The length of the shell was measured with a Vernier and the soft body was removed. Sex was identified and penis length was measured in males and in females with imposex. The vas deferens index (VDSI) stage was determined. **Results:** the highest VDSI values between 2.11 (coves) and 3.42 (port of Paita), occurred in the summer season, and the specific ERA

for *T. chocolata* was determined. There are significant differences in the occurrence of imposex in *T. chocolata* depending on the proximity to the port of Paita, which indicates an environmental risk for this species. **Conclusions:** the ERA standard for antifouling paints, specific for the species under study, indicates that the environmental risk is between levels C (exposure to TBT in concentrations higher than the Environmental Assessment Criterion) and E (populations unable to reproduce, where most or all females are sterile).

**Key words:** bioindicators, marine pollution, environmental assessment, Environmental Risk.

---

## Introducción

Los compuestos organoestañosos tienen un efecto particular sobre los gasterópodos marinos denominado imposex (Gibbs *et al.*, 1987; Rivas *et al.*, 2017; Castro *et al.*, 2018). 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 (Gibbs *et al.*, 1987; Castro *et al.*, 2012; Rumampuk *et al.*, 2019). Uno de los compuestos organoestañosos asociados a la ocurrencia del imposex es el tributilestaño (TBT) (Hay, 2009; Cañete *et al.*, 2015; Braga-Castro *et al.*, 2021).

Cabe precisar que, al respecto de evaluación de riesgo ambiental (ERA) asociado a TBT, el Convenio para la Protección Ambiental del Atlántico Nordeste (OSPAR) (2008) estableció un estándar de evaluación específico para las especies *Nucella lapillus* (Linnaeus, 1758), *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758) y *Neptunea antiqua* (Linnaeus, 1758), siendo estas las únicas especies referenciales para determinar niveles de riesgo ambiental con contaminación con TBT.

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 dicho compuesto, sin embargo, las recientes investigaciones han encontrado que los puertos artesanales tendrían aportes más frescos de este compuesto organoestañoso, causando altos niveles de imposex (Enrique *et al.*, 2019).

De otro lado, si bien el bioindicador principal de contaminación por compuestos organoestañosos en el medio marino es el imposex (Gibbs *et al.*, 1987; Oehlmann *et al.*, 1996; Guabloche *et al.*, 2017; Enrique *et al.*, 2019), los gasterópodos no son los únicos organismos expuestos a un riesgo ambiental por estos químicos residuales en el mar. Se han detectado restos de TBT en tejidos de mamíferos marinos como ballenas, delfines, focas y en otros organismos de alta mar (Fent, 1996).

La alteración hormonal generada por el TBT en las hembras de gasterópodos ocasiona que estos individuos se vuelvan estériles (Paz Villarraga *et al.*, 2015; Qin y Hu, 2020), reduciendo considerablemente la densidad poblacional, llegando incluso a la desaparición de esta a nivel local y pudiendo afectar el equilibrio del ecosistema (Enrique *et al.*, 2019).

El imposex fue inicialmente conceptualizada por Smith (1971) y estudiada en cuatro regiones del planeta: Europa, Asia, Oceanía; y América del Norte y Latinoamérica; incluyendo Centro y Sudamérica (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 imposex (Castro *et al.*, 2012), mientras que en el Perú se han ejecutado investigaciones en las zonas del puerto del Callao en las especies *Thaisella chocolata* (Duclos, 1932) y *Xanthochorus buxeus* (Broderip, 1833) (Castro y Fillman, 2012; Castro *et al.*, 2018; Enrique *et al.*, 2019); Chimbote, también con la especie *Thaisella chocolata* (Castro y Fillman, 2012); Paracas, en la especie *T. chocolata* (Chumbimune y Ponce, 2015); Pucusana, en las especies *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1767) y *Crassilabrum crassilabrum* (G. B. Sowerby II, 1834) (Guabloche *et al.*, 2017; Rivas *et al.*, 2017); y Ancón, en las especies *X. buxeus* y *C. crassilabrum* (Guabloche *et al.*, 2013; Rivas *et al.*, 2017).

El puerto de Paita, ubicado en la costa norte en la región de Piura, es el segundo puerto más importante del Perú después del Callao (Autoridad Portuaria Nacional, 2019). En este puerto, que habría sido usado por la cultura Moche (Ministerio de Comercio Exterior y Turismo, 2016), el movimiento de carga ascendió a 2,1M de TM en el año 2017 (Autoridad Portuaria Nacional, 2017), del cual, más del 12% correspondió a desembarque de recursos hidrobiológicos marítimos. Asimismo, se precisa que Paita fue el lugar de procedencia del 6,2% de dichos recursos (Autoridad Portuaria Nacional, 2017).

El puerto de Paita recibe un gran número de embarcaciones (en el año 2018 recibió un total de 548 naves comerciales) (Autoridad Portuaria Nacional, 2018) las cuales tienen un tiempo de permanencia en función de las cargas realizadas de manera diaria. Las superficies de dichas embarcaciones, igual que toda aquella sumergida en agua de mar, deben ser recubiertas por un material que impida la incrustación de especies marinas, debido a que estas representan gasto extra de energía, lo que, en el caso de embarcaciones, se ve reflejado en un mayor gasto de combustible (International Maritime Organization, 2000).

Desde el punto de vista normativo, el Perú, mediante la Resolución Legislativa N°28417 de fecha 10 de diciembre del 2004, aprobó el Convenio de Rotterdam para la aplicación del procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional (RLCR, 2004). Adicionalmente, en el año 2000, la Organización Marítima Internacional (IMO) de la cual el Perú es miembro del Consejo, determinó que a partir del 2008 se haría efectiva la prohibición de pinturas anti-incrustantes cuyo principio activo sea el TBT (International Maritime Organization, 2000). Sin embargo, Castro y Fillman (2012) encontraron hasta 662,6 ng Sn/g de peso seco de tributilestano en los tejidos de gasterópodos recolectados en la costa del Callao (los más altos niveles encontrados hasta el año 2012). Las ocurrencias de imposex halladas por Guabloche *et al.* (2013) y por Chumbimune y Ponce (2015) permiten presumir también el nulo seguimiento al cumplimiento de la normativa actual.

De acuerdo con lo anterior, de darse el caso de hallarse imposex en los resultados del presente estudio, además de establecerse un estándar de evaluación de riesgo ambiental en el mar de Paita, se tendrían indicios de que no se está cumpliendo con la normativa ambiental establecida (Castro *et al.*, 2018).

Finalmente, el caracol negro de mar, *T. chocolata*, es un recurso marítimo de alta demanda comercial en Perú como en Chile. Este gasterópodo se encuentra distribuido entre Paita (Perú) hasta la zona de Valparaíso (Chile) (Carbajal-Enzian *et al.*, 2018). Si bien no tiene la misma demanda que los peces pelágicos, desde el 2008 hasta el 2017, se ha realizado un desembarque por un total de

más de 27 845 t de caracol (PRODUCE, 2015). Se precisa que la conservación y uso sostenible de esta especie es regulada a nivel nacional con medidas de ordenamiento recomendadas por Carbajal-Enzian *et al.* (2018). Sin embargo, la potencial extinción local de los caracoles dentro del ecosistema a causa de compuestos organoestañosos implica que esta especie puede desaparecer del mercado comercial.

De este modo, el objetivo del presente estudio es el de evaluar el riesgo ambiental marino en el puerto de Paita, Perú para *T. chocolata* empleando como indicador al imposex.

---

## Materiales y métodos

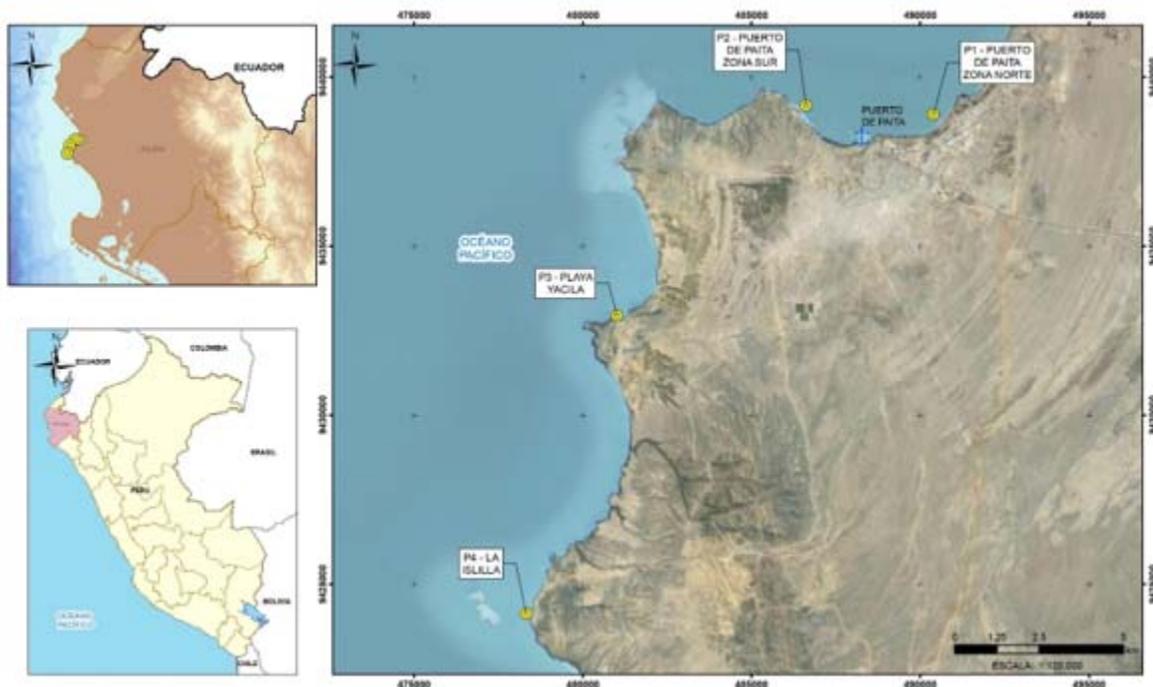
Se colectaron individuos de *T. chocolata* en los meses de octubre (temporada de primavera) del 2018 y febrero (temporada de verano) del 2019 en las zonas intermareales de cuatro puntos de monitoreo en la zona de Paita, Piura, Perú. En la [Tabla 1](#) se presentan las coordenadas de las estaciones de muestreo.

**Tabla 1.** Ubicación geográfica de las Estaciones de muestreo de *Thaisella chocolata* en Piura, Perú

Estaciones de muestreo		Coordenadas UTM	
		WGS 84 Zona 17S	
		Este	Norte
P <sub>1</sub>	Puerto de Paita Zona Norte	490 388	9 438 902
P <sub>2</sub>	Puerto de Paita Zona Sur	486 611	9 439 166
P <sub>3</sub>	Playa Yacila	481 016	9 432 949
P <sub>4</sub>	La Islilla	478 319	9 424 136

Fuente: elaboración propia.

Cabe indicar que las estaciones P<sub>1</sub> y P<sub>2</sub> se ubicaron en el área de influencia del puerto de Paita, el cual corresponde al puerto más grande de la costa norte y al segundo de mayor flujo de naves después del puerto del Callao, Perú (Autoridad Portuaria Nacional, 2019). La estación P<sub>3</sub> se ubicó en la playa Yacila, una caleta de pescadores artesanales ubicada a aproximadamente 13 km suroeste del Puerto de Paita y con unos 500 m de longitud. La estación P<sub>4</sub> fue ubicada en el puerto Artesanal de La Islilla está a 21 km al suroeste del puerto de Paita. Ocupa un área de 29 has aproximadamente y se pueden observar cerros de piedra de poca altura en los alrededores. La biodiversidad de la zona consiste en lobos marinos, pingüinos de Humboldt que provienen de la Isla Foca, ballenas jorobadas y es considerada un banco natural de especies como caracoles, calamares, pulpos, mero, entre otros (Ministerio de Comercio Exterior y Turismo, 2016). En la [Figura 1](#) se presenta la ubicación de las estaciones de muestreo.



Hacer clic sobre la imagen para ampliarla

**Figura 1.** Ubicación de Estaciones de Muestreo para la colecta de *Thaisella chocolata* en el área de influencia del puerto de Paita (P1 y P2), y en la playa Yacila (P3) y puerto Artesanal de La Isilla (P4), Piura, Perú.

Fuente: elaboración propia.

Por cada estación se colectaron 30 individuos adultos de *T. chocolata* (tamaño de conchilla entre 40 y 70mm) (Castro y Fillman, 2012) a una profundidad entre los 60cm y 5m.

Para la determinación de los índices de severidad de imposex, se emplearon las metodologías planteadas por Gibbs *et al.* (1987), Spence *et al.* (1990), OSPAR (2008), y Castro y Fillman (2012). Los gasterópodos se mantuvieron en envases de 4L de capacidad con agua de mar y un aireador para mantenerlos vivos hasta su traslado al laboratorio. Se narcotizaron con  $MgCl_2$  al 3,5% (en agua destilada) durante dos h para relajar a los individuos y facilitar la extracción del cuerpo blando de la conchilla, lo que a su vez permite un mejor procedimiento de medición. Fueron examinados vivos y se excluyen aquellos parasitados. La longitud de la conchilla (SL) fue medida con un Vernier digital calibrado (0,01mm) desde la punta hasta la base del canal sifonal (Enrique *et al.*, 2019). Mediante un microscopio estereoscopio se realizó la identificación del sexo, la cual se basó en la presencia o ausencia de próstata, pene, vesícula seminal y coloración amarillenta para machos (Spence *et al.*, 1990). Se calcularon los índices de Imposex de acuerdo a Gibbs *et al.* (1987) y Castro y Fillman (2012): % Incidencia (%I): ( $N^\circ$  caracoles hembras con imposex /  $N^\circ$  caracoles muestreados) %; RPLI: (media de Longitud de Pene (LP) en hembras / media de LP en machos) %; RPLIstd: (media de LP en hembras / media de Longitud de la Conchilla (LC) en hembras) / (media de LP en machos / media LC en machos) %; FPLI (incluye valores en cero): media LP de todas las hembras; FPLIstd: LP en hembras / LC en hembras.

Asimismo, se obtuvo el Índice de Vaso Deferente (VDSI) como indicador de riesgo ambiental, en función a los estadios propuestos por Gibbs *et al.* (1987):

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

Para el análisis estadístico se realizaron pruebas de normalidad de la data para LC y LP en machos y hembras empleando la prueba de Shapiro-Wilks; y de Homogeneidad de Varianza empleando la prueba de Levene para verificar si se podrían emplear pruebas estadísticas paramétricas. Se empleó la prueba ANOVA. En los casos de la existencia de diferencias significativas, se aplicó la prueba de Tukey para determinar dónde había mayor incidencia de imposex. Se realizó una prueba de correlación para saber si existe una relación positiva entre los LC y LP para ambos sexos. Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con el software IBM SPSS *Statistics* 24, con un nivel de significancia de 95%.

Para la determinación del Riesgo Ambiental por pinturas anti-incrustantes, se planteó el modelo para *T. chocolata* en función a los criterios de evaluación de la OSPAR (2010), que consideran el VDSI. Para graficar los valores obtenidos, se ha considerado que el color rojo corresponde al mayor valor de cada temporada, sucesivamente el color anaranjado, amarillo y finalmente verde, con el valor menor de VDSI.

Por otro lado, Cacciatore *et al.* (2018) establecieron un protocolo para determinar rangos de acuerdo a los valores de VDSI disponible (resultados del presente estudio); así como los obtenidos por Castro y Fillman (2012) quienes trabajaron con *T. chocolata* en los puertos de Chimbote y Callao, Perú. Se utilizaron también dos condiciones referenciales, representando la mejor y peor condición posible. Estos corresponden a 0 como valor de VDSI, el cual indica una no perturbación; y 4, el cual indica población estéril, e indica alta perturbación. Las fórmulas correspondientes son las siguientes:

- i.  $VDSI_{\text{bueno/moderado}} = (hG - 1M) / 2 + 1M$
- ii.  $VDSI_{\text{alto/bueno}} = (VDSI_{\text{bueno/moderado}} - \text{Mejor condición}) / 2$
- iii.  $VDSI_{\text{pobre/malo}} = (\text{Peor condición} - hP) / 2 + hP$
- iv.  $VDSI_{\text{moderado/pobre}} = (VDSI_{\text{pobre/malo}} - VDSI_{\text{bueno/moderado}}) / 2 + VDSI_{\text{bueno/moderado}}$

Donde hG= valor de VDSI más alto encontrado en un status de buena calidad, 1M es el valor más bajo de VDSI encontrado en un estado de calidad moderada, hP el valor de VDSI más alto encontrado en un status de mala calidad, la Mejor condición es equivalente a 0 y la Peor condición es equivalente a 4. Con respecto a la OSPAR,  $VDSI_{\text{alto/bueno}}$  sería equivalente a un nivel B,  $VDSI_{\text{bueno/moderado}}$  sería equivalente a un nivel C,  $VDSI_{\text{moderado/pobre}}$  sería equivalente a un nivel D y  $VDSI_{\text{pobre/malo}}$  sería equivalente a un nivel E.

## Resultados

En cada una de las estaciones y en cada temporada se recolectaron 30 individuos (120 individuos en temporada de primavera y 120 individuos en temporada de verano), ninguno de los cuales se encontró parasitado. En el mes de octubre (temporada de primavera) se obtuvieron 56 machos y 64 hembras, mientras que en el mes de febrero (temporada de verano) se obtuvieron 60 machos y 60 hembras. En la [Tabla 2](#) se presentan los datos biométricos y los parámetros de imposex (1%, RPLI, RPLI estandarizado, FPL y FPL estandarizado) para las cuatro estaciones en ambas temporadas.

**Tabla 2.** Datos biométricos y de imposex en *Thaisella chocolata* colectadas en cuatro estaciones para temporada de primavera (octubre 2018) y de verano (febrero 2019), Piura – Perú

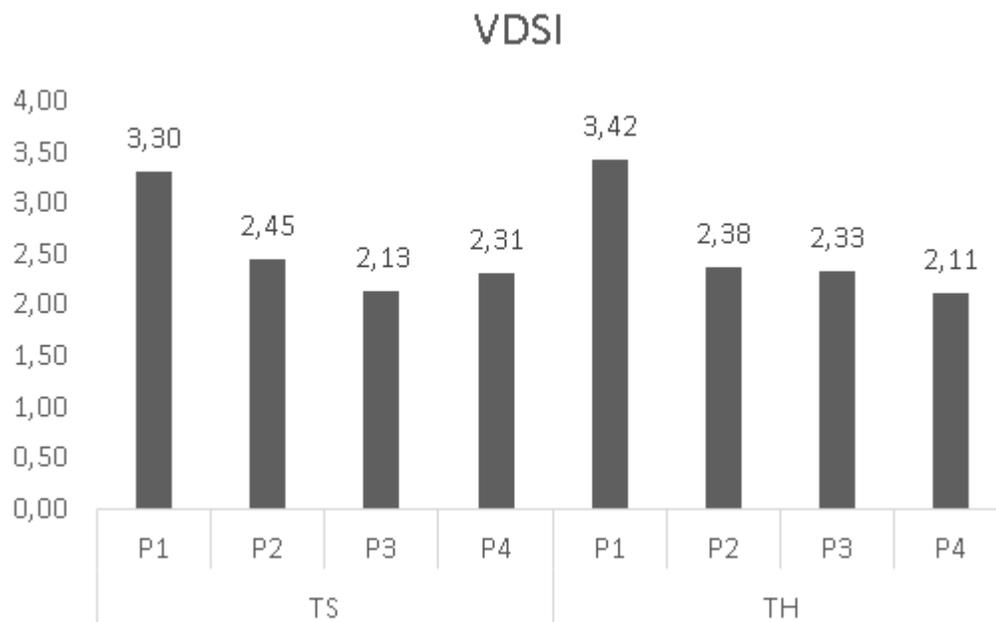
Estación	Datos Biométricos										Parámetros de Imposex					
	N°	M:H	LC±DE M (mm)	LC M rango (mm)	LC±DE H (mm)	LC H rango (mm)	LP±DE M (mm)	LP M rango (mm)	LP±DE H (mm)	LP H rango (mm)	1%	RPLI %	RPLIstd %	FPL	FPLIstd	VDSI
P <sub>1</sub> <sup>p</sup>	30	0,50	60,1 6±2,60	52,2 4-6	58,3 0±4,52	50,4 6-8	3,00 ±0,78	1,92 4,13	1,11 ±0,30	0,54 -1,62	10 0	37 38	38 11	1,02	0,00	3,30
P <sub>2</sub> <sup>p</sup>	30	1,73	58,8 3±3,98	50,5 7-8	61,1 8±4,08	54,3 6-7	3,55 ±0,85	1,44 5,04	1,13 ±0,29	0,77 -1,61	10 0	32 31	31 13	1,02	0,00	2,45
P <sub>3</sub> <sup>p</sup>	30	0,88	62,2 1±4,75	54,2 0-6	61,5 2±4,85	54,7 9-6	5,74 ±3,10	1,60 -1,1	2,53 ±1,14	0,00 -4,64	94 0	44 45	45 70	2,04	0,00	2,13
P <sub>4</sub> <sup>p</sup>	30	0,76	61,7 9±5,32	52,2 0-5	64,8 3±4,01	55,6 4-7	5,71 ±3,04	1,26 -0,8	1,49 ±1,25	0,00 -4,10	76 0	26 25	25 94	1,03	0,00	2,31
P <sub>1</sub> <sup>v</sup>	30	1,50	57,8 3±4,85	51,3 8-2	59,5 6±3,88	53,8 4-9	3,62 ±1,17	1,86 6,70	1,08 ±0,33	0,66 -1,60	10 0	30 29	29 08	1,02	0,00	3,42
P <sub>2</sub> <sup>v</sup>	30	0,88	57,8 8±3,00	53,4 8-6	60,2 5±4,23	53,7 1-2	4,22 ±1,1	2,76 -6,50	1,11 ±0,3	0,68 -1,85	10 0	27 26	26 14	1,02	0,00	2,38
P <sub>3</sub> <sup>v</sup>	30	0,76	60,7 2±4,80	51,4 8-3	61,7 4±3,72	55,8 8-8	6,24 ±3,1	1,40 -10,6	1,89 ±1,0	0,00 -4,01	71 0	30 30	30 14	2,03	0,00	2,33
P <sub>4</sub> <sup>v</sup>	30	1,00	60,9 8±3,67	55,5 8-3	60,9 4±5,11	50,3 2-8	4,82 ±3,0	1,15 -10,9	1,84 ±1,7	0,00 -5,55	60 0	38 38	38 76	2,05	0,00	2,11

**Nota:** N°=Total de individuos muestreados por estación; M=Machos; H=Hembras; M:H=Ratio de machos con respecto a hembras; LC=Longitud de Conchilla; DE=Desviación Estándar; LP=Longitud de Pene; RPLI=Índice Relativo de Longitud de Pene, FPLI=Longitud de Pene de Hembras con Imposex; VDSI=Índice de Vaso Deferente; RPLIstd=RPLI estandarizado; FPLIstd=FPLI estandarizado. p= temporada de primavera; v= temporada de verano. P<sub>1</sub> = Puerto de Paita Zona Norte. P<sub>2</sub> = Puerto de Paita Zona Sur. P<sub>3</sub> = Playa Yacila. P<sub>4</sub> = La Islilla.

Fuente: elaboración propia.

De la totalidad de 240 individuos de *T. chocolata* recolectados, el 48,3% resultaron machos y el 51,7% fueron hembras. En la LP y LC de los machos y hembras se encontró una correlación positiva ( $r=0,20$ ) y ( $r=0,20$ ), respectivamente. Mediante el ANOVA se encontraron diferencias significativas entre las estaciones muestreadas en cuanto a la incidencia de imposex para *T. chocolata* ( $p<0,05$ ). La prueba de Tukey indicó la presencia de dos grupos significativamente diferentes. La LP de las hembras en las estaciones P<sub>3</sub> y P<sub>4</sub> fueron significativamente mayores a las de las P<sub>1</sub> y P<sub>2</sub>. En ambas temporadas, la LP de los machos presentó un mayor rango de variación, mientras que las hembras que presentaron imposex, la LP varió en un rango más reducido.

En la [Figura 2](#) se presentan los VDSI obtenidos en cada estación y temporada.



**Nota:** Puerto de Paita (P1 y P2), en la playa Yacila (P3) y puerto Artesanal de La Islilla (P4), Piura, Perú. TS = temporada de verano. TH = temporada de primavera.

**Figura 2.** Índice de Vaso Deferente (VDSI) obtenido en *Thaisella chocolata* en cada estación y en cada temporada.

Fuente: elaboración propia.

Para la determinación del riesgo ambiental por exposición al TBT, en el presente estudio se utilizaron las fórmulas planteadas (i) – (iv) por Cacciatore *et al.* (2018). De acuerdo a los datos biométricos e indicadores de imposex del presente estudio, así como los resultados obtenidos por Castro y Fillman (2012), se han calculado los rangos correspondientes para la comparación con los criterios de riesgo ambiental por TBT de la OSPAR.

- \* VDSI<sub>bueno/moderado</sub> = 1,5
- \* VDSI<sub>alto/bueno</sub> = 0,75
- \* VDSI<sub>pobre/malo</sub> = 2,75
- \* VDSI<sub>moderado/pobre</sub> = 4

Considerando los resultados de las fórmulas anteriores y los datos de la Figura 1, el modelo propuesto para la categorización del riesgo ambiental de *T. chocolata* y los resultados por estaciones y temporadas, se presentan en la [Tabla 3](#).

**Tabla 3.** Modelo propuesto para categorizar el riesgo ambiental de *Thaisella chocolata* por TBT mediante el VDSI (Índice de Vaso Deferente) en función a lo obtenido por Castro y Fillman (2012). Adaptación de OSPAR (2008)

Criterio de Evaluación Ambiental (CEA)	<i>T. chocolata</i>	Temporada: Estación
A Nivel de imposex cercano a cero	0	-
B Nivel de imposex de 30% - 100% indica exposición a TBT en concentraciones bajo EAC* determinado para TBT	$\leq 0,75$	-
C Nivel de imposex que indica exposición a TBT en concentraciones mayores al EAC determinado para TBT	$0,75 - \leq 1,5$	TS: P <sub>2</sub> , P <sub>3</sub> y P <sub>4</sub> TH: P <sub>2</sub> , P <sub>3</sub> y P <sub>4</sub>
D Capacidad reproductiva en poblaciones de gasterópodos son afectadas como resultado de presencia de esterilidad de hembras, algunas hembras fértiles persisten	$1,5 - \leq 2,75$	-
E Poblaciones incapaces de reproducirse. La mayoría o todas las hembras son estériles.	$2,75 - \leq 4,0$	TS: P <sub>1</sub> TH: P <sub>1</sub>
F Poblaciones ausentes o extintas	$> 4,0$	-

**Nota:** TS = temporada de verano. TH = temporada de primavera. P<sub>1</sub> = Puerto de Paita Zona Norte. P<sub>2</sub> = Puerto de Paita Zona Sur. P<sub>3</sub> = Playa Yacila. P<sub>4</sub> = La Islilla.

Fuente: elaboración propia.

El 75% de las poblaciones muestreadas se encuentra en un nivel de exposición al TBT de concentraciones mayores al CEA (Criterio de Evaluación Ambiental) determinado para este

compuesto. El 25% de las poblaciones muestreadas se encontraría en un nivel de exposición al TBT que le estaría resultando en la incapacidad de reproducirse, y donde la mayoría de hembras serían estériles.

---

## Discusión

La presente investigación contiene evidencia de afectación por el fenómeno imposex en poblaciones de *T. chocolata* en Paita, Piura, Perú; lo cual podría sugerir que esta especie sería susceptible a la exposición al TBT (Castro y Fillman, 2012). Cabe precisar que este estudio corresponde al efectuado lo más al norte del Perú hasta la fecha.

Patrones similares de afectación han sido observados en otras especies de gasterópodos muricidos (Castro *et al.*, 2012; Rivas *et al.*, 2017; Enrique *et al.*, 2019; França *et al.*, 2021; Ribeiro-Brasil *et al.*, 2021), entre otros; sin embargo, los muricidos serían los más sensibles a la exposición de TBT, por lo que se les considera los bioindicadores por excelencia (Moco-Batista *et al.*, 2016).

Se ha registrado imposex en las cuatro estaciones de muestreo, tanto en temporada de verano como de primavera. Se analizaron temporadas diferentes debido a que esto potencialmente podría generar diferencias en los resultados según lo indicado por Castro *et al.* (2018). De acuerdo a la prueba de Tukey, existirían diferencias significativas entre los resultados obtenidos en las estaciones P<sub>3</sub> y P<sub>4</sub> con respecto a las P<sub>1</sub> y P<sub>2</sub>, indicando que las dos primeras poseen promedios significativamente más altos (1,5 versus 1,1; ANOVA, p<0.05).

Considerando que las estaciones P<sub>3</sub> y P<sub>4</sub> corresponden a las ubicadas en la Playa Yacila y en La Isllilla, en donde se ejerce pesca artesanal y de turismo; mientras que las estaciones P<sub>1</sub> y P<sub>2</sub> se ubican en el Puerto de Paita – Zona Norte y Sur. Es aplicable lo encontrado por Cañete *et al.* (2015), Moco-Batista *et al.* (2016) y Castro y Fillman (2012), quienes registraron niveles más altos de imposex en zonas de baja influencia directa de puertos comerciales (muelles de pesca artesanal o de turismo) (Mortaji *et al.*, 2020).

Esto se debería a que, en estas zonas, las embarcaciones se encuentran más cerca de la orilla, lo cual reduce la posibilidad de dilución del contaminante (Castro y Fillman, 2012; Castro *et al.*, 2012; Mattos y Romero, 2016), generando una permanencia del contaminante en el medio. Moco-Batista *et al.* (2016) encontraron que en Concepción (Chile), una zona alejada de puertos comerciales, la ocurrencia de imposex era más severa en comparación con Valparaíso (Chile), lo cual, de acuerdo al autor, podría indicar que en Sudamérica las zonas más críticas por contaminación con TBT serían aquellas con pequeñas embarcaciones.

Los resultados obtenidos en la presente investigación sustentan las afirmaciones que indican que los barcos de pesca artesanal son potencialmente las mayores y progresivas fuentes de TBT al mar (Castro *et al.*, 2012; Paz-Villarraga *et al.*, 2015; Moco-Batista *et al.*, 2016). Sin embargo, las zonas de puertos comerciales no dejan de representar zonas de alta incidencia de imposex (Dominguez *et al.*, 2015), a pesar de que aquellos puertos (principalmente donde el flujo de embarcaciones es en su mayoría de banderas extranjeras) parecen estar siendo la fuente principal de TBT.

El valor de correlación entre el LC y LP de las hembras fue significativo, lo que indicaría que el desarrollo del LP en hembras (imposex) no estaría ligado al crecimiento de la conchilla, si no a la exposición al contaminante TBT. Resultados similares han sido obtenidos en otros caracoles murícidos (Vasconcelos, 2010; Castro y Fillman, 2012; Guabloche *et al.*, 2013, 2017; Dominguez *et al.*, 2015; Rivas *et al.*, 2017; Enrique *et al.*, 2019). En el caso de los machos, en el presente estudio no se encontró una correlación positiva, sin embargo, estudios previos sí han demostrado este tipo de correlaciones, por lo que el desarrollo del LP estaría asociado al crecimiento de la conchilla (Guabloche *et al.*, 2013, 2017). Cabe precisar que la incidencia e intensidad con el que se desarrolla el imposex en las hembras depende también de la distancia entre la población y la fuente contaminante (Guabloche *et al.*, 2017).

Los valores de RPLI obtenidos oscilan entre 26% y 44% -semejantes a los obtenidos por Cañete *et al.* (2015) y Cacciatore *et al.* (2018)-, lo que indica que la población de caracoles se encuentra expuesta a un alto riesgo de disminuir (Oehlmann *et al.*, 1996; Cañete *et al.*, 2015). Los valores de FPLI son mayores en las estaciones P<sub>4</sub> y P<sub>3</sub> para ambas temporadas, por lo que podría considerarse que en estas zonas habría una mayor concentración de TBT biodisponibles debido a que este índice está directamente relacionado a la cantidad de contaminante en el medio (Moco-Batista *et al.*, 2016).

Tan (1999), Bech (2002), Cacciatore *et al.* (2018), y Schøyen *et al.* (2019), indican que es preferible analizar la incidencia de imposex en una población usando el VDSI como principal indicador debido que este es más sensible a la afectación por exposición al TBT. En el presente estudio, los valores de VDSI alcanzan 3,42, lo cual indica que la población de la estación P<sub>1</sub> es incapaz de reproducirse y que las hembras son estériles. El porcentaje de esterilidad en la población es un buen indicador del nivel de afectación por TBT, así como el porcentaje de imposex es un indicador de alarma temprana de la distorsión de la población de gasterópodos (Cacciatore *et al.*, 2018). Por lo que, considerando las cifras obtenidas en el presente estudio (VDSI de 3,42), el riesgo ambiental al que están expuestos los murícidos de esta zona de Paita, es alto. El otro 75% de los individuos están en un nivel exposición al TBT de concentraciones mayores a los Criterios de Evaluación Ambiental (CEA) determinados para este compuesto (OSPAR, 2010).

En Europa se han encontrado mejoras en las poblaciones de los puertos tras la Convención Internacional para el Control de Sistemas anti-incrustantes tóxicos en las embarcaciones, el cual ha sido implementado por el IMO, quienes originalmente prohibieron las pinturas basadas en TBT para las superficies externas de las grandes embarcaciones (International Maritime Organization, 2000). Perú no ha ratificado el convenio implementado por la IMO, mientras que países como Brasil, México, Brasil y Uruguay sí han efectuado esta ratificación. La autoridad marítima del Perú en el 2019 ha emitido una norma (El Peruano, 2019) que prohíbe el empleo del TBT en sistemas anti-incrustantes para naves y artefactos navales. Argentina, Brasil y Chile, y recientemente el Perú, han establecido una normativa nacional de prohibición de TBT en sus océanos (Castro *et al.*, 2018).

---

## Conclusiones y recomendaciones

Se concluye que las pinturas anti-incrustantes de las embarcaciones representan un menor riesgo ambiental para *T. chocolata* en zonas cercanas al puerto de Paita, en comparación con los muelles artesanales de Yacila y La Isilla. Asimismo, el estándar de evaluación de riesgo ambiental específico

para la especie *T. chocolata* indica que el riesgo ambiental asociado a las pinturas anti-incrustantes en el Puerto de Paita sobre este caracol marino se encuentra entre los niveles de exposición C y E. El nivel C indica exposición a TBT en concentraciones mayores al CEA (Criterio de Evaluación Ambiental), mientras que el nivel E indica poblaciones incapaces de reproducirse, donde la mayoría o todas las hembras son estériles. Además, que la ocurrencia de imposex no está restringida a zonas de alto tránsito de embarcaciones debido a que los indicadores de este fenómeno han sido más elevados en zonas de puertos de pesquería artesanal y de turismo.

---

### Agradecimientos

Los autores agradecen la labor realizada por Carlos Villegas por el esfuerzo realizado en la colecta de individuos y al personal de IMARPE (Instituto del Mar del Perú) por brindar las facilidades en relación a sus instalaciones, brindando soporte a la investigación.

---

### Potencial conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de interés alguno por la realización y publicación de la presente investigación, la cual fue financiada por los autores.

---

### Referencias

- Autoridad Portuaria Nacional (APN). (2017). *Anuario Estadístico Pesquero y Acuícola 2017*. Autoridad Portuaria Nacional.
- Autoridad Portuaria Nacional (APN). (2018). *Estadísticas del movimiento de naves atendidas por la Autoridad Portuaria Nacional a nivel nacional - Reporte RDN02*. Autoridad Portuaria Nacional.
- Autoridad Portuaria Nacional (APN). (2019). *Estadísticas del movimiento de naves atendidas por la Autoridad Portuaria Nacional a nivel nacional -Reporte RDN02*. Autoridad Portuaria Nacional.
- Bech, M. (2002). A survey of imposex in muricids from 1996 to 2000 and identification of optimal indicators of tributyltin contamination along the east coast of Phuket Island, Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 887–896. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00115-7](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00115-7)
- Braga-Castro, I., Bender-Machado, F., Souza, G.T., Paz-Villarraga, C., & Fillmann, G. (2021). How protected are marine protected areas: A case study of tributyltin in Latin America. *Journal of Environmental Management*, 278, 111543. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111543>

- Cacciatore, F., Noventa, S., Antonini, C., Formalewicz, M., Gion, C., Berto, D., ... & Brusà, R. B. (2018). Imposex in *Nassarius nitidus* (Jeffreys, 1867) as a possible investigative tool to monitor butyltin contamination according to the Water Framework Directive: a case study in the Venice Lagoon (Italy). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 1078-1089. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.039>
- Cañete, J., Osorio, C., & Huaquín, L. (2015). Nuevos registros de imposex en murícidos de la zona austral de Sudamérica (Estrecho de Magallanes). *Revista Ciencia y Tecnología del Mar*, 36, 2013-2015.
- Carbajal-Enzian, P., Santamaría, J., & Baldárrago, D. (2018). *Guía ilustrada para el reconocimiento de poliplacóforos, gasterópodos y cefalópodos con valor comercial en el Perú*. Instituto del Mar del Perú (IMARPE).
- Castro, I., & Fillman, G. (2012). High tributyltin and imposex levels in the commercial muricid *Thais chocolata* from two Peruvian harbor areas. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, 955-960. <https://doi.org/10.1002/etc.1794>
- Castro, I., Rossato, M., & Fillmann, G. (2012). Imposex reduction and residual butyltin contamination in southern Brazilian harbors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, 947-954. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.1793>
- Castro, Í.B., Iannacone, J., Santos, S., & Fillmann, G. (2018). TBT is still a matter of concern in Peru. *Chemosphere*, 205, 253-259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.097>
- Chumbimune, L., & Ponce, Z. (2015). Monitoreo de Contaminación por Tributilestaño (TBT) en Puertos de Paracas, Ica (Perú), mediante el fenómeno de Imposex en *Stramonita chocolata*. *Científica*, 12, 222-230. <https://doi.org/10.21142/cient.v12i3.328>
- Convention for the Protection of the Marine Environmental (OSPAR). (2008). *JAMP Guidelines for Contaminant-Specific Biological Effects*. OSPAR Commission. OSPAR convention for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic.
- Convention for the Protection of the Marine Environmental (OSPAR). (2010). *Handbook for the application of Ecological Quality Objectives in the North Sea. Quality Status Report 2010*. OSPAR Commission.
- Dominguez, D., Patron, O., Nieto, J., Robledo, M., & Velásquez, J. (2015). Imposex en *Plicopurpura pansa* (Neogastropoda Thaididae) en Nayarit y Sinaloa, México. *Revista Mexicana de biodiversidad*, 86, 531-534. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42539890019>
- El Peruano. (2019, agosto 4). Aprueban la norma para el control de los sistemas antiincrustantes perjudiciales en las naves y artefactos navales de bandera nacional y extranjera que operen en aguas jurisdiccionales peruanas. Resolución directorial N° RD 477-2019 MGP/DGCG. pp. 12-13. <https://busquedas.elperuano.pe/download/url/aprueban-la-norma-para-el-control-de-los-sistemas-antiincrus-resolucion-directoral-no-477-2019-mgpdgcg-1793940-1>

- Enrique, S., Guabloche, A., Tuesta, E., Iannacone, J., & Castro, I. B. (2019). Imposex responses in *Thaisella chocolata* and *Xanthochorus buxeus* from Callao harbor, Peru. *Regional Studies in Marine Science*, 26, 100510. <http://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100510>
- Fent, K. (1996). Ecotoxicology of organotin compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, 26, 3-117.
- França, M.A., Otegui, M.B.P., Zamprogno, G.C., Menario, J.M.F.S., & Costa, M.B. (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. *Journal of Sea Research*, 174, 102080. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102080>
- Gibbs, P., Bryan, G., Pascoe, P., & Burt, G. (1987). The use of the dog whelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 67, 506-523. <https://doi.org/10.1017/S0025315400027260>
- Guabloche, A., Alvarez, J., Rivas, R., Hurtado, S., Pradel, R., & Iannacone, J. (2013). Imposex in the marine snail *Xanthochorus buxea* (Broderip, 1833) (Muricidae) from the South American Pacific. *The Biologist (Lima)*, 11, 237-249. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4699919>
- Guabloche, A., Mendoza, J., Minaya, D., Ortega, J., Alvarino, L., & Iannacone, J. (2017). Imposex en el caracol marino *Stramonita haemastoma* (Gasteropoda: Muricidae) en la costa central del Perú. *REDVET. Revista Electrónica de Veterinaria*, 18, 1-12. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63651419006>
- Hay, M. E. (2009). Marine chemical ecology: chemical signals and cues structure marine populations, communities, and ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1, 193-212. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163708>
- Mattos, Y. & Romero, M. S. (2016). Imposex in *Thaisella chocolata* (Duclos, 1832) (Gastropoda: Muricidae) Caldera Bay, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44, 825-834. <https://doi.org/10.3856/VOL44-ISSUE4-FULLTEXT-18>
- Moco-Batista, R., Castro, I., & Fillman, G. (2016). Imposex and butyltin contamination still evident in Chile after TBT global ban. *Science of the Total Environment*, 566, 446-453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.039>
- International Maritime Organization (IMO). (2000). Application to end by beginning of January 2003 - complete prohibition by January 2008. *Propeller*, 7, 1-2.
- Ministerio de Comercio Exterior y Turismo (MINCETUR). (2016). *Isla Foca*. [http://ficha.sigmincetur.mincetur.gob.pe/index.aspx?cod\\_Ficha=3047de](http://ficha.sigmincetur.mincetur.gob.pe/index.aspx?cod_Ficha=3047de)
- Mortaji, H.E., Benhra, A., Elkhiahi, N., Haimeur, B.E., Bouhallaoui, M., & Kabine, M. (2020). Imposex induction in *Stramonita haemastoma*, A bioindicator for organotin contamination in coastal environments. *International Journal for Environmental Rehabilitation and Conservation*, 9 (SP2), 357-371. <https://eoi.citefactor.org/10.11208/essence.20.11.SP2.163>

- Oehlmann, J., Markert, B., Stroben, E., Schulte-Oehlmann, U., Bauer, B., & Fioroni, P. (1996). Tributyltin biomonitoring using prosobranchs as sentinel organisms. *Fresenius' journal of analytical chemistry*, 354, 540-545. <https://doi.org/10.1007/s0021663540540>
- Paz-Villarraga, C.A., Castro, Í.B., Miloslavich, P., & Fillmann, G. (2015). Venezuelan Caribbean Sea under the threat of TBT. *Chemosphere*, 119, 704-710. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.068>
- PRODUCE. (2015). *Catastro acuícola Nacional. Versión 1.0 (febrero 2015)*. <http://catastroacuicola.produce.gob.pe/web/>
- Qin, L., & Hu, X. (2020). Review of study on Tributyltin-induced Imposex in Gastropods. *Advances in Environmental Protection*, 10, 269-281. <http://dx.doi.org/10.12677/AEP.2020.102031>
- RLCR. (2004). *Aspectos Generales del Convenio de Rotterdam*. <http://www.fao.org/3/a0137s/a0137s02.htm>
- Ribeiro-Brasil, D.R.G., Braga-Castro, I., Petracco, M., Moço-Batista, R., Schlemmer-Brasil, L., Azevedo-Ferreira, J., Borba, T.A.C., Rollnic, M., Fillmann, G., & Lund-Amado, L. (2021). Spatial distribution of butyltins and imposex in eastern Brazilian Amazon. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112155.
- 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. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 28, 834-842. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=371854393007>
- Rumampuk, N.D.C., Schadu, J.N.W., Lintang, R.A.J., & Rompas, R.M. (2019). Imposex phenomenon in gastropods from Bitung waters, North Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation Bioflux*, 12(2), 586-592. <http://www.bioflux.com.ro/docs/2019.586-592.pdf>
- Schøyen, M., Green, N.W., Hjermann, D. Ø., Tveiten, L., Beylich, B., Øxnevad, S., & Beyer, J. (2019). Levels and trends of tributyltin (TBT) and imposex in dogwhelk (*Nucella lapillus*) along the Norwegian coastline from 1991 to 2017. *Marine Environmental Research*, 144, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.11.011>
- Smith, B.S. (1971). Sexuality in the American mud snail, *Nassarius obsoletus* Say. *Proceedings of the Malacological Society of London*, 39, 377-378. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.mollus.a065117>
- Spence, S., Hawkins, S., & Santos, R. (1990). The Mollusc *Thais haemastoma* - An exhibitor of "Imposex" and potential biological indicator of tributyltin pollution. *Marine Ecology*, 11, 147-156.
- Tan, K.S. (1999). Imposex in *Thais gradata* and *Chicoreus capucinus* (Mollusca, Neogastropoda, Muricidae) from the straits of Johor: a case study using penis length, area and weight as

measures of imposex severity. *Marine Pollution Bulletin*, 39, 295-303. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00181-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00181-7)

Titley-O'Neal, C.P., Munkittrick, K.R., & Macdonald, B.A. (2011). The effects of organotin on female gastropods. *Journal of Environmental Monitoring*, 13, 2360-2388. <https://doi.org/10.1039/c1em10011d>

Vasconcelos, P. (2010). Imposex in *Bolinus brandaris* from the Ria Formosa lagoon (southern Portugal): Usefulness of single-site baselines for environmental monitoring. *Journal Environmental Monitoring*, 12, 1823-1832. <https://doi.org/10.1039/C0EM00261E>

---

1 Ingeniero Ambiental. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, [susyvillegasgz@gmail.com](mailto:susyvillegasgz@gmail.com).

2 Doctor en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Científica del Sur, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal El Agustino, Lima, Perú, [jiannacone@cientifica.edu.pe](mailto:jiannacone@cientifica.edu.pe).

3 Biólogo. Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, [carlosvillegas34@gmail.com](mailto:carlosvillegas34@gmail.com).

---

**Para citar este artículo:** Villegas, S., Iannacone, J. y 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. *Revista Luna Azul* (On Line), 53, 76-91. <https://doi.org/10.17151/luaz.2021.53.5>

---

Esta obra está bajo una [Licencia de Creative Commons Reconocimiento CC BY](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



Código QR del artículo

