

Impacto de los macroplásticos y microplásticos en las áreas de anidación de tortugas marinas en San Jacinto – Manabí

Assessment of the impact of macroplastics and microplastics on sea turtle nesting areas in San Jacinto - Manabí



Angélica Lisbeth Moreira Vélez¹

Jandry David Santos Salazar¹

María Fernanda Pincay Cantos¹

Juan Fernando Pesántez Muñoz²

Kerly Gissela Briones Cedeño²

✉ <https://orcid.org/0009-0002-4888-3394>

✉ <https://orcid.org/0009-0003-8048-2934>

✉ <https://orcid.org/0000-0001-8431-4418>

✉ <https://orcid.org/0000-0003-4598-4931>

✉ <https://orcid.org/0009-0009-8894-2599>

¹Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí | Calceta - Ecuador | CP 130250

²Fundación Contamos Contigo Ecuador | San Jacinto - Ecuador | CP 130016

✉ angelica.moreira@espam.edu.ec

doi <https://doi.org/10.26423/7aysk556>

Páginas: 1- 14

Resumen

La acumulación de residuos plásticos en zonas de anidación compromete el éxito reproductivo de tortugas marinas al modificar condiciones térmicas y del sustrato. Este estudio evaluó dicho impacto en la playa San Jacinto (Manabí, Ecuador) mediante un diseño mixto y muestreo estratificado en cinco secciones. Se recolectaron macro y microplásticos en 75 cuadrantes, y datos reproductivos de *Lepidochelys olivacea* correspondientes a 28 nidos, obtenidos del proyecto de Monitoreo de anidación de tortugas marinas en la zona costera de Portoviejo y Sucre. Los microplásticos se extrajeron mediante tamizado y flotación. Se identificaron 143 macroplásticos, predominando bolsas (34 %) y redes (22 %), con acumulación crítica en el cuadrante 4 (42 %). Se recuperaron 672 partículas microplásticas, el 96,6 % en los primeros 5 cm. A 40 cm, se observó correlación positiva con la tasa de eclosión ($p = 0,42$; $p = 0,038$) y emergencia ($p = 0,40$; $p = 0,047$). En conclusión, la distribución de plásticos refleja una presión antrópica persistente y efectos diferenciales sobre el microambiente de los nidos, lo que resalta la necesidad de fortalecer estrategias de manejo costero, educación ambiental comunitaria e investigaciones adicionales que aclaren los mecanismos de interacción entre plásticos y éxito reproductivo de las tortugas marinas.

Palabras clave: Educación ambiental, Éxito reproductivo, Microhábitat costero.

Abstract

The accumulation of plastic waste in nesting areas compromises the reproductive success of sea turtles by altering thermal and substrate conditions. This study evaluated this impact on San Jacinto Beach (Manabí, Ecuador) using a mixed design and stratified sampling in five sections. Macro- and microplastics were collected in 75 quadrants, and reproductive data of *Lepidochelys olivacea* corresponding to 28 nests were obtained from the Sea Turtle Nesting Monitoring Project in the Coastal Area of Portoviejo and Sucre. Microplastics were removed by sieving and flotation. A total of 143 macroplastics were identified, predominantly bags (34%) and nets (22%), with critical accumulation in quadrant 4 (42%). A total of 672 microplastic particles were recovered, 96.6% in the first 5 cm. At 40 cm, a positive trade-off was observed in hatching ($p = 0.42$; $p = 0.038$) and emergence ($p = 0.40$; $p = 0.047$) rates. In conclusion, plastic distribution reflects persistent anthropogenic pressure and differential effects on the nest microenvironment, highlighting the need to strengthen coastal management strategies, community environmental education, and further research to clarify the mechanisms of interaction between plastics and sea turtle reproductive success.

Keywords: Environmental education, Reproductive success, Coastal microhabitat.

Recepción: 24/07/2025 | Aprobación: 14/10/2025 | Publicación: 26/12/2025

1. Introducción

La contaminación por plásticos es un problema de alcance mundial, que ha incrementado significativamente en las últimas décadas. Según un estudio realizado por Kuttralam-Muniasamy *et al.* (2020), en 1976 la producción de plásticos alcanzó 50 millones de toneladas, y en 2017 se incrementó en 348 millones de toneladas [1]. En 2018, Asia lideraba con el 51 % de la producción mundial, seguida por Europa (20 %), América del Norte (18 %), África (7 %) y América del Sur (4 %) [2]. La producción desmesurada de plásticos ha impactado gravemente a los océanos; para 2014, contenían aproximadamente 5,25 billones de partículas plásticas, con el 37,9 % de ellas concentradas en el Pacífico Norte, una región donde las corrientes marinas intensifican la acumulación [3].

En América del Sur, la contaminación plástica afecta tanto el Atlántico como el Pacífico, y varios estudios confirman que los plásticos constituyen alrededor del 80 % de los desechos sólidos en el océano, incluyendo tanto macroplásticos de más de 2,5 cm como microplásticos de menos de 5 mm [4]. La mayor parte de estos residuos proviene de fuentes terrestres, como vertederos, y el resto de actividades humanas como la pesca constituidas por redes [5]. Esta acumulación no solo contamina los ecosistemas marinos, sino que también representa una amenaza directa para la fauna, como en el caso las tortugas marinas, que suelen confundir los plásticos con alimentos, aumentando el riesgo de mortalidad en estas especies [1]. La gestión ineficiente de estos desechos y el impacto ecológico que genera han subrayado la necesidad de medidas más efectivas para mitigar esta problemática ambiental [6].

La contaminación plástica en los océanos representa una de las amenazas más graves para la biodiversidad marina, afectando tanto a nivel macro como micro [7]. Tal es el caso de la Reserva Marina de Galápagos, un área fundamental para la reproducción de especies como la tortuga verde del Pacífico (*Chelonia mydas*), que enfrenta un riesgo elevado debido al incremento de residuos plásticos en sus aguas [8]. Estudios han demostrado que una gran parte de esta contaminación proviene de áreas continentales, especialmente del sur de Ecuador y el norte de Perú, donde los desechos plásticos pueden alcanzar las Islas Galápagos, transportados por corrientes oceánicas, intensificando el impacto en un ecosistema frágil y de relevancia global para la biodiversidad marina [9].

A medida que aumenta la generación de residuos plásticos, la amenaza se intensifica: en 2010, Ecuador y Perú generaron en conjunto alrededor de 304 000 toneladas de residuos plásticos costeros, y se proyecta que esta cifra alcanzará las 558 000 toneladas para 2025 [10]. La fragmentación de estos plásticos en macro y microplásticos facilita su absorción en los ecosistemas costeros, dañando a organismos marinos de diversas formas [11]. Este fenómeno no solo altera el hábitat natural de especies en peligro, sino que también amenaza su salud y supervivencia, dado el carácter persistente y acumulativo de los plásticos en el medio marino [12].

La persistencia de estos plásticos en el entorno marino y su capacidad para fragmentarse incrementan su impacto

negativo, tanto en organismos marinos como en toda la cadena trófica, poniendo en riesgo la supervivencia de múltiples especies y afectando el equilibrio ecológico [13]. La acumulación de macroplásticos y microplásticos en las áreas de anidación de tortugas marinas en las playas de San Jacinto plantea una seria amenaza al éxito reproductivo de especies vulnerables, como la tortuga Laúd (*Dermochelys coriacea*), en peligro de extinción [14]. A medida que aumenta la preocupación sobre el impacto del plástico marino en la biodiversidad, se hace necesario identificar y evaluar los riesgos específicos que enfrentan estas especies clave en sus hábitats naturales [7].

Para enfrentar la amenaza que representan los macroplásticos y microplásticos, se requiere de políticas de mitigación robustas que incluyan prevención, tratamiento adecuado de residuos plásticos y educación ambiental [15], lo que subraya la necesidad de identificar y evaluar los riesgos específicos que estas especies clave enfrentan en sus hábitats naturales. En ese sentido, la clasificación de los microplásticos en primarios y secundarios, según su origen, subraya la complejidad del problema, ya que ambos tipos pueden ingresar al ecosistema marino a través de vertidos, fragmentación y condiciones climáticas adversas [16]. Este enfoque holístico, sumado a la concienciación y responsabilidad ambiental, puede contribuir a disminuir el impacto de los plásticos en los ecosistemas y favorecer la protección de áreas clave para la biodiversidad y la salud de los océanos [12].

Para proteger la biodiversidad marina, es fundamental evaluar y mitigar el impacto de macroplásticos y microplásticos en el ecosistema de San Jacinto, ya que muchas especies ingieren estos desechos, lo cual altera la cadena trófica y, en última instancia, afecta la salud humana [17]. Esta cuestión se vincula con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, específicamente con el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 14, "Vida submarina", que promueve la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos. Los plásticos, al fragmentarse en micro y macroplásticos y llegar al océano mediante aguas residuales, arrastre terrestre y fragmentación de piezas mayores, generan impactos físicos en la fauna marina [18]. Por ello, es crucial implementar medidas de gestión y prevención para mitigar su efecto sobre los ecosistemas costeros [16]. El objetivo de este estudio fue evaluar la presencia, tipo y distribución de macro y microplásticos en las áreas de anidación de tortugas marinas en la playa de San Jacinto, Manabí, y analizar su posible impacto ecológico.

2. Materiales y Métodos

Área de estudio y diseño

El estudio se realizó en la playa de San Jacinto, cantón Sucre, provincia de Manabí - Ecuador, (Figura 1), reconocida como sitio prioritario de anidación de tortugas marinas, particularmente de *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas* (Sosa *et al.*, 2021). El área de muestreo se localizó entre las coordenadas 553703 m E y 9913968 m N (zona 17M), abarcando un tramo del 1,5 % del ecosistema costero.

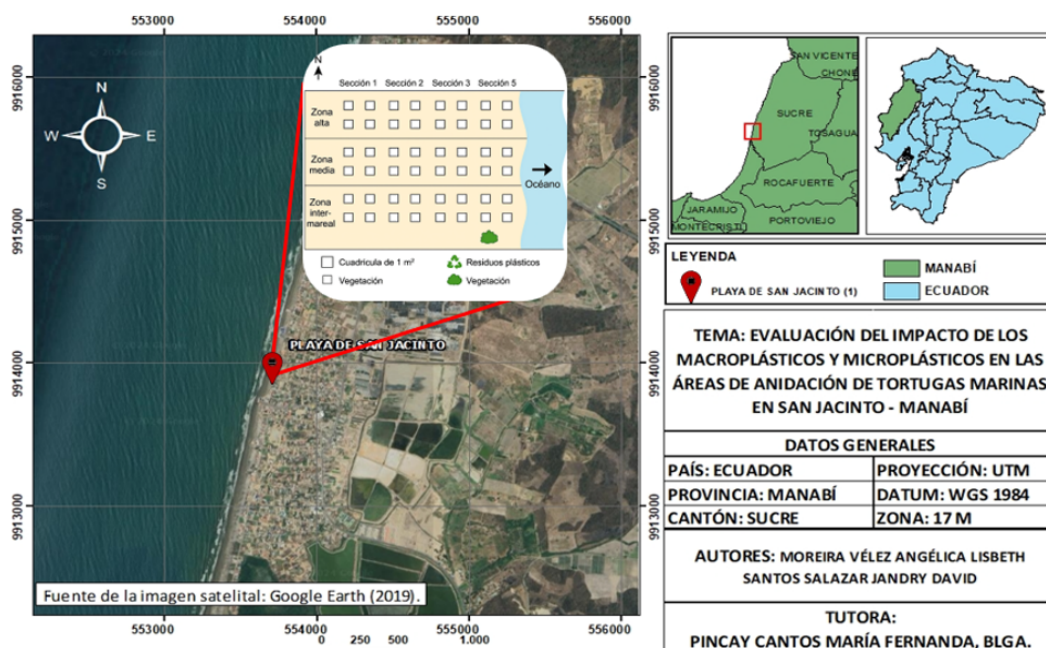


Figura 1: Ubicación de zona de estudio.

Se empleó un diseño de investigación descriptivo-correlacional con enfoque mixto (cuantitativo y cualitativo), que permitió caracterizar la distribución espacial de macroplásticos y microplásticos y su relación con variables reproductivas de tortugas marinas [19]. La población correspondió a las zonas de anidación activas identificadas durante la temporada reproductiva, que ocurre entre septiembre y noviembre. La muestra se delimitó mediante muestreo intencional, considerando cinco secciones de playa con distintos niveles de acumulación de residuos plásticos, evaluadas visualmente en prospecciones preliminares [20].

En cada sección se establecieron 15 cuadrantes de 1 m² mediante muestreo estratificado, abarcando zonas alta, media e intermareal, para un total de 75 cuadrantes por jornada de muestreo, conforme a criterios de zonificación ecológica [21]. La georreferenciación de cada cuadrícula se realizó con un GPS portátil (*Garmin eTrex 32x*), y se registraron variables ambientales como presencia de corrientes marinas, presión antrópica y vegetación costera.

Recolección y análisis de macroplásticos

La recolección de macroplásticos consistió en la identificación visual y retiro manual de residuos plásticos ≥ 25 mm presentes en superficie. Cada residuo fue clasificado por tipo (bolsas, redes, botellas, fragmentos) y registrado según ubicación, fecha y sección [22]. Para la identificación de microplásticos, en cada cuadrícula se extrajeron cinco submuestras de arena (una por esquina y una central) hasta 5 cm de profundidad, utilizando palas libres de presencia de plásticos ni sus derivados. Se recolectaron 500 g de arena por cuadrícula, almacenados en bolsas de polietileno previamente esterilizadas [10]. Todo el proceso de muestreo se realizó en el lapso de 5 semanas.

Obtención y procesamiento de microplásticos

En laboratorio, las muestras fueron tamizadas con mallas de 5 mm, 4mm, 3mm, 2mm y 1 mm para separar partículas potenciales de microplásticos. Posteriormente, se aplicó

flotación con solución salina saturada (NaCl, 120 g/L), utilizando un agitador orbital durante 15 minutos. Las partículas flotantes fueron filtradas con papel gravimétrico sobre embudo Büchner, lavadas con agua destilada y secadas a 60 °C en estufa de convección [23]. Los microplásticos se identificaron mediante estereomicroscopía, clasificándose por forma (esféricos, filamentosos, fragmentados), color y tamaño [24]. Se excluyeron partículas orgánicas y no poliméricas mediante inspección visual bajo lupa binocular.

Datos reproductivos

Para el análisis del impacto sobre el éxito reproductivo, se utilizaron datos secundarios de 28 nidos obtenidos del proyecto de Monitoreo de anidación de tortugas marinas en la zona costera de Portoviejo y Sucre [25], desarrollado por la Fundación Contamos Contigo Ecuador (FCCE). Esta base incluyó información georreferenciada de nidos activos, especies observadas, profundidad de nidación, número estimado de huevos y parámetros reproductivos asociados. El monitoreo cubrió el ciclo completo de incubación (45 a 70 días), incluyendo registros de eclosión, presencia de embriones sin desarrollo, deformidades y condiciones de los nidos al momento del nacimiento, constituyendo una fuente confiable para correlacionar dichos indicadores con la presencia de residuos plásticos.

Se recolectaron muestras de sustrato alrededor y dentro de los nidos con tubos de extracción de núcleo, alcanzando profundidades de hasta 30 cm. Se obtuvieron 500 g por muestra, las cuales fueron almacenadas en bolsas selladas (libre de plásticos y derivados) y las muestras fueron analizadas en laboratorio para la detección y cuantificación de microplásticos en el laboratorio de Microbiología y Biotecnología Ambiental de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria – Manuel Félix López [26].

Análisis estadístico

El análisis de datos se realizó mediante estadística descriptiva con el fin de caracterizar la distribución y concentración

de microplásticos en las zonas de estudio. Debido a la naturaleza exploratoria y no experimental de la investigación, se emplearon pruebas no paramétricas, en particular la correlación de Spearman, con el fin de evaluar la existencia y significancia de relaciones potenciales entre la presencia de residuos plásticos y el éxito reproductivo de *Lepidochelys olivacea* [27]. Se seleccionó el porcentaje de eclosión (salida del embrión del huevo) como variable reproductiva principal, ya que constituye un indicador temprano y directo de la viabilidad embrionaria. Esta elección metodológica permite identificar si factores físicos presentes en el nido, como microplásticos, pueden afectar el desarrollo embrionario antes de la emergencia de las crías, asegurando que las asociaciones detectadas reflejen efectos sobre la incubación [8, 20].

Complementariamente, se empleó el porcentaje de emergencia (salida de la cría del nido hacia la superficie) para abarcar la etapa final del proceso de incubación y la capacidad de los neonatos de abandonar el nido exitosamente. Esta variable captura factores adicionales que podrían interferir con la reproducción, como compactación del sedimento o presencia de obstáculos físicos [15]. La combinación

de ambas variables permite un enfoque integral del éxito reproductivo, justificando la aplicación de la correlación de Spearman para analizar relaciones monotónicas entre concentración de plásticos y distintas fases críticas de la anidación, aportando evidencia cuantitativa sobre el posible impacto ambiental de los residuos plásticos.

3. Resultados y Discusión

Durante cinco semanas de muestreo en la playa San Jacinto, se identificaron 143 residuos macroplásticos (Figura 2). Los más frecuentes fueron bolsas plásticas (34 %), botellas (28 %), redes de pesca (22 %), espuma flexible (14 %) y fragmentos metálicos (2 %). La alta proporción de plásticos coincide con lo reportado por Ryan *et al.* (2020), quienes estimaron que estos materiales representan el 99,6 % de los residuos macroscópicos en playas [28]. Sin embargo, el porcentaje elevado de redes evidencia una presión significativa de la actividad pesquera en la zona, un patrón similar al observado por Steele y Miller (2022) en las Islas del Canal de California, donde registraron tasas de acumulación de 0,03 a 0,34 artículos·m⁻²·año⁻¹, con predominancia de desechos pesqueros [29].

Tabla 1: Caracterización de macroplásticos registrados en la playa San Jacinto.

Tipo de material	Colores identificados	Rango de tamaños (cm)	Registro temporal
Botella plástica	Blanco, Amarillo, Plomo	12–15 cm	6 y 13 de abril, 20 de abril, 4 de mayo de 2025
Bolsa plástica	Piel, Roja, Blanca, Anaranjado	10–12 cm	6, 13, 20, 27 de abril, 4 de mayo de 2025
Red de pesca	Verde, Celeste, Negra, Azul	8–40 cm	6, 13, 27 de abril, 4 de mayo de 2025
Espuma Flex	Blanco, Rosada	8–12 cm	6, 13, 20, 27 de abril, 4 de mayo de 2025
Fragmento metálico	Plomo	6 cm	13 de abril de 2025



Figura 2: Residuos plásticos mayores a 5 mm.

Las bolsas plásticas poseen una presencia continua durante el monitoreo, con tamaños entre 10 y 12 cm y amplia variedad cromática (Tabla 1). Esta recurrencia sugiere una presión constante sobre el ecosistema, lo que concuerda con Talbot *et al.* (2022), quienes identificaron a las bolsas como residuos altamente persistentes por su ligereza y facilidad de dispersión [30]. Además, el tamaño relativamente reducido respecto a lo descrito por Martí *et al.* (2020) indica que estos elementos han atravesado procesos de degradación física,

aumentando su potencial de fragmentación en microplásticos [31].

Las botellas plásticas se detectaron en cuatro fechas del muestreo, con dimensiones entre 12 y 15 cm y tonalidades blanco, plomo y amarillo. Su presencia sugiere una asociación con actividades de consumo intensivo, particularmente industrial. Andrade *et al.* (2021) reportaron una mayor frecuencia de botellas incoloras en playas

turísticas en Puerto Vallarta, México [32], mientras que las tonalidades opacas registradas en este estudio se asemejan a lo indicado por Bayo *et al.* (2020), quienes vinculan este tipo de residuos con envases de lubricantes o agroquímicos, lo que implica un mayor riesgo ambiental por lixiviación de contaminantes [33].

Las redes de pesca se detectaron de forma recurrente, con tamaños entre 8 y 40 cm y colores predominantes verde, azul, negro y celeste. Su frecuencia y diversidad sugieren una fuente constante vinculada a la pesca artesanal. A diferencia de lo estimado por Richardson *et al.* (2022), quienes reportan que el 2 % de los artes de pesca se pierden anualmente a nivel global, la acumulación en San Jacinto fue notablemente mayor [34]. Además, Prampramote *et al.* (2021), señalan que las redes oscuras presentan mayor riesgo para la fauna marina por su baja visibilidad, lo que incrementa la probabilidad de enredos e ingestión, especialmente en tortugas juveniles durante desplazamientos o anidación [35].

La espuma flexible estuvo presente de forma constante,

con fragmentos de entre 8 y 12 cm, principalmente de color blanco y, en menor medida, rosado. La presencia de tonalidades que van de blanco a gris, sugiere un origen doméstico o decorativo, lo que coincide con lo propuesto por Mejía *et al.* (2023) [36]. Cabe destacar que la mayor acumulación se registró en la última semana, tras episodios de lluvia, lo cual se alinea con lo reportado por Roebroek *et al.* (2020), quienes señalan que las precipitaciones intensifican el arrastre de residuos desde sistemas de drenaje y acumulaciones transitorias hacia el litoral [37].

Además, se identificó un fragmento metálico de 6 cm y color plomo el 13 de abril. Aunque poco frecuente, este tipo de residuo tiene implicaciones críticas. Lubal (2024) advierten que los fragmentos metálicos pueden liberar metales pesados al sustrato, comprometiendo la calidad ambiental del hábitat [38]. Además, Barraza *et al.* (2023) documentaron que este tipo de materiales puede alterar la temperatura superficial de la arena, afectando procesos sensibles como la incubación de tortugas marinas, cuya determinación sexual depende de condiciones térmicas precisas [39].

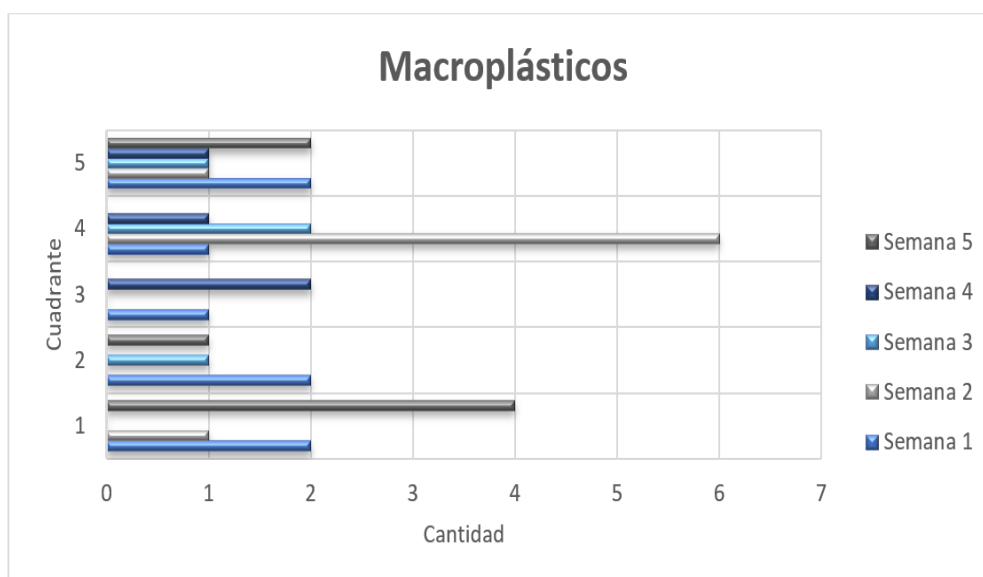


Figura 3: Distribución y concentración de los macroplásticos en el área de estudio.

La Figura 3, muestra la distribución especial y concentración de microplásticos en los cuadrantes evaluados de la playa San Jacinto. Se observa que el 42 % de los residuos se concentraron en el cuadrante 4, lo cual coincide con la zona de mayor exposición a corrientes marinas y tránsito humano. Esta representación gráfica permite visualizar claramente cómo la acumulación no es homogénea, sino que responde a procesos selectivos asociados a factores oceanográficos y presión antrópica, destacando el cuadrante 4 como un punto crítico de acumulación. Esta tendencia concuerda con lo descrito por Khoeriyah y Sembiring (2023), quienes señalaron que la combinación de vientos costeros, morfología del relieve y pendiente de la playa favorece la concentración de residuos en sectores específicos [40]. Asimismo, Tsiasas *et al.* (2021) demostraron que la distribución desigual de macroplásticos no solo responde a variables físicas, sino también al uso intensivo de ciertas zonas costeras, lo cual

explicaría la persistente acumulación en el cuadrante 4 durante las semanas de monitoreo [41].

Por otra parte, se registró un total de 672 partículas de microplásticos en la playa San Jacinto, del cual el 96,6 % (n = 649) se localizó en los primeros 5 cm de profundidad, mientras que solo el 3,4 % (n = 23) se encontró a 40 cm. Está marcada diferencia de distribución vertical es coherente con lo reportado por Ryan *et al.* (2020), quienes observaron que más del 90 % de los microplásticos en playas arenosas se concentran en la capa superficial, debido a la baja densidad y flotabilidad de estos materiales [28]. De igual forma, Rodrigues *et al.* (2022) documentaron un patrón de estratificación limitada en ecosistemas costeros, atribuido a la compactación del sustrato, que impide la migración vertical de partículas menores a 1 mm, lo que valida cuantitativamente los resultados obtenidos en San Jacinto [42].

Tabla 2: Caracterización de macroplásticos registrados en la playa San Jacinto.

Muestra	Cuadrante	Unidad/Kg	Frecuencia absoluta	Tamaño	Color	Tipo
1	3	21	2	2mm	Rosado	Sólido
	3		2		Transparente	Fibra
	4		4		Blanco	Espuma
	3		3	3mm	Blanco	Sólido
	3		3		Verde	Fibra
	3		1	4mm	Blanco	Fibra
	4		1		Blanco	Espuma
	5		1		Blanco	Espuma
	2		3	5mm	Piel	Sólido
	3		1		Blanco	Sólido
2	1	18	1	1mm	Roja	Fibra
	4		2	2mm	Blanco	Espuma
	5		2		Blanco	Sólido
	4		5	3mm	Blanco	Espuma
	4		2	4mm	Blanco	Espuma
	4		1		Amarillo	Sólido
	4		5	5mm	Blanco	Espuma
3	4	3	1	5mm	Rosado	Espuma
	4		1		Blanco	Sólido
	5		1		Blanco	Espuma
4	3	3	1	1mm	Blanco	Sólido
	3		1	2mm	Blanco	Espuma
	5		1	4mm	Blanco	Fibra
5	1	126	1	1mm	Negro	Sólido
	3		47		Negro	Sólido
	4		2		Anaranjado	Sólido
	5		1		Celeste	Fibra
	4		1		Anaranjado	Sólido
	5		74		Negro	Sólido
	1	156	1	2mm	Azul	Sólido
	1		3		Anaranjado	Sólido
	3		44		Negro	Sólido
	5		2		Anaranjado	Sólido
	5		108		Negro	Sólido
	1	161	1	3mm	Anaranjado	Sólido
	1		3		Blanco	Espuma
	3		27		Negro	Sólido
	4		2		Anaranjado	Sólido
	4		1		Celeste	Fibra
	5		3		Transparente	Fibra
	5	92	124	4mm	Blanco	Sólido
	1		1		Blanco	Espuma
	3		1		Blanco	Espuma
	3		19		Negro	Sólido
	4		1		Blanco	Sólido
	4		2		Celeste	Sólido
	5		67		Negro	Sólido
	5		1		Anaranjado	Plástico
	1	65	1	5mm	Blanco	Fibra
	5		5		Blanco	Espuma
	3		9		Negro	Sólido
	4		3		Blanco	Espuma
	5		47		Negro	Sólido

En la capa superficial (5 cm), predominaron los fragmentos plásticos blancos, espuma flexible rosada y fibras textiles multicolores, con picos de incremento durante la segunda y quinta semana. (Tabla 2). En este sentido, Cai *et al.* (2020) identificaron las fibras textiles hasta el 40% de los microplásticos en zonas urbanas, y atribuyeron su diversidad cromática a fuentes antrópicas múltiples, como prendas de vestir y redes en degradación ([43]). Estos aumentos temporales coinciden con periodos de mayor actividad humana en la playa, reforzando la asociación directa entre turismo, pesca artesanal y contaminación por microplásticos, como también lo evidenciaron Salazar *et al.*

(2022) en estudios realizados en playas urbanizadas del litoral ecuatoriano [44]. En la capa superficial (5 cm), predominaron los fragmentos plásticos blancos, espuma flexible rosada y fibras textiles multicolores, con picos de incremento durante la segunda y quinta semana. (Tabla 2). En este sentido, Cai *et al.* (2020) identificaron las fibras textiles hasta el 40% de los microplásticos en zonas urbanas, y atribuyeron su diversidad cromática a fuentes antrópicas múltiples, como prendas de vestir y redes en degradación [43]. Estos aumentos temporales coinciden con periodos de mayor actividad humana en la playa, reforzando la asociación directa entre turismo, pesca artesanal y contaminación por

microplásticos, como también lo evidenciaron Salazar *et al.* (2022) en estudios realizados en playas urbanizadas del litoral ecuatoriano [44].

Tabla 3: Caracterización de microplásticos a 40 cm de profundidad.

Muestra	Cuadrante	Unidad/Kg	Frecuencia absoluta	Tamaño	Color	Tipo
1	1	0	0	**	**	**
	2	0	0	**	**	**
	3	0	0	**	**	**
	4	0	0	**	**	**
	5	0	0	**	**	**
2	1	0	0	**	**	**
	2	0	0	**	**	**
	3	0	0	**	**	**
	4	0	0	**	**	**
	5	0	0	**	**	**
3	1	0	0	**	**	**
	2	0	0	**	**	**
	3	0	0	**	**	**
	4	16	1	4mm	Blanco	Espuma
	4		15	5mm	Blanco	Sólido
4	5	0	0	**	**	**
	1	0	0	**	**	**
	2	0	0	**	**	**
	3	1	1	5mm	Blanco	Espuma
	4	1	1	2mm	Celeste	Fibra
5	5	0	0	**	**	**
	1	0	0	**	**	**
	2	4	2	2mm	Azul	Fibra
	2		2	2mm	Negro	Sólido
	3	0	0	**	**	**
	4	0	0	**	**	**
	5	3	1	3mm	Verde	Fibra
	5		2	5mm	Verde	Fibra

En contraste, a 40 cm de profundidad, la presencia de microplásticos fue notablemente baja (Tabla 3) y restringida a las semanas tres y cuatro. Se observó un predominio de partículas blancas y ausencia de fibras o colores llamativos. Chai *et al.* (2022) encontraron que menos del 5 % de microplásticos alcanzan estas profundidades en sedimentos compactados, resultado que coincide con la

baja frecuencia y diversidad registradas en esta capa [45]. Además, Tomašových *et al.* (2024) argumentan que la falta de bioturbación (mezcla del sustrato por organismos o personas) limita aún más la redistribución vertical, lo que refuerza la estabilidad del depósito superficial como principal zona de acumulación [46].

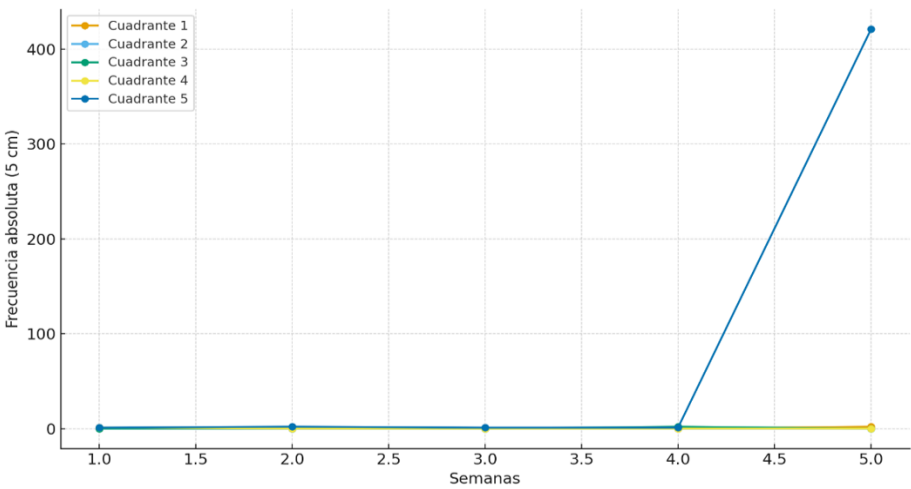


Figura 4: Comportamiento de microplástico superficial a 5 cm.

La dinámica de los microplásticos en la capa superficial (5 cm) evidenció un patrón heterogéneo a lo largo del monitoreo (Figura 4). En un inicio, las concentraciones fueron bajas en la mayoría de los cuadrantes; sin embargo, conforme avanzó el muestreo se registraron incrementos notables en sectores con mayor exposición antrópica, particularmente en los cuadrantes 3 y 4 con acumulaciones de 8 y 14 partículas Lombardo *et al.* (2022). Posteriormente, se observó una disminución marcada en casi todos los cuadrantes, lo cual refleja procesos de dispersión horizontal o remoción de partículas por acción del viento y la lluvia [47]. Finalmente, se produjo un aumento abrupto, con picos críticos en los cuadrantes 3 y 5, donde se concentró la mayor parte de los

residuos al cierre del estudio.

Este comportamiento coincide con lo reportado en playas urbanizadas, donde la acumulación superficial responde tanto a la presión humana como a fenómenos ambientales puntuales [44, 48]. La predominancia de fragmentos plásticos blancos, espuma flexible rosada y fibras textiles multicolores concuerda con lo señalado en estudios que atribuyen la diversidad cromática a múltiples fuentes, como prendas de vestir y redes en degradación [43]. Estos resultados refuerzan la idea de que la deposición superficial no es constante, sino intermitente y altamente dependiente de la presión antrópica y las condiciones climáticas [20, 42].

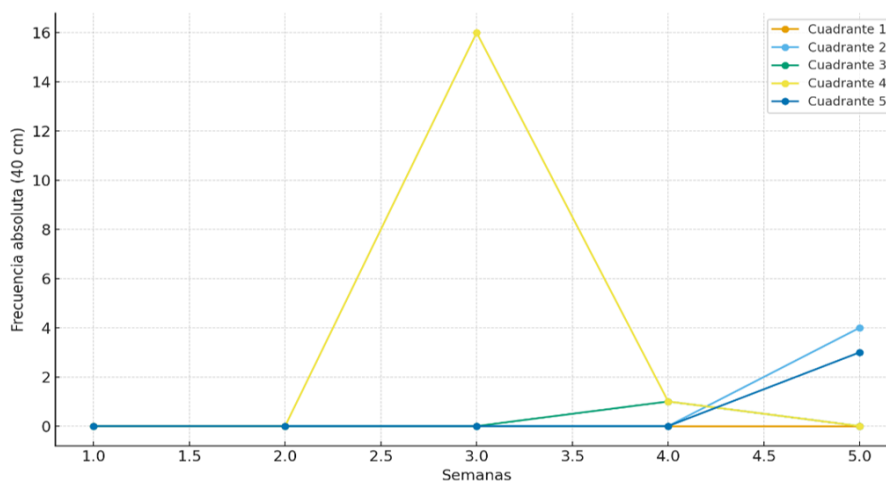


Figura 5: Comportamiento de los microplásticos a una profundidad de 40 cm.

En contraste (Figura 5), muestra la presencia de microplásticos a 40 cm de profundidad fue mucho más baja y estable. Durante gran parte del muestreo, no se registraron partículas, lo que evidencia que la deposición inicial tiende a concentrarse en superficie sin alcanzar rápidamente capas profundas. Las pocas apariciones estuvieron restringidas a eventos puntuales, como la acumulación atípica de 16 partículas en el cuadrante 4 durante la tercera semana, seguida por registros marginales en semanas posteriores. Este patrón coincide con lo descrito en estudios donde menos del 5 % de microplásticos alcanza estas profundidades en sedimentos compactados [43], y se relaciona con la ausencia de bioturbación y la compactación del sustrato [46].

Asimismo, se ha demostrado que las perturbaciones físicas ocasionadas por pisadas humanas pueden explicar entradas

repentinas de partículas en sectores aislados [49]. En conjunto, la baja frecuencia y diversidad de partículas a esta profundidad confirma que el depósito superficial constituye la principal zona de acumulación de microplásticos, mientras que los registros en estratos profundos reflejan más bien perturbaciones esporádicas que procesos sostenidos de infiltración.

Este contexto ambiental se traduce en un escenario crítico para las zonas de anidación monitoreadas, lo que motivó el análisis detallado del éxito reproductivo en dichos sitios. A continuación, se presenta la caracterización de la tasa de eclosión y condiciones reproductivas, estableciendo la línea base necesaria para evaluar el impacto potencial de la contaminación plástica en la viabilidad de las crías.

Tabla 4: Resumen estadístico de las variables reproductivas en nidos de tortugas marinas.

Variable	Mínimo	Máximo	Media \pm DE	n (nidos)
Huevos totales	55	137	99,68 \pm 18,94	28
Neonatos vivos	45	130	91,64 \pm 18,12	28
% Eclosión	81,72 %	99,15 %	91,16 \pm 4,54 %	28
% Emergencia	81,72 %	98,29 %	90,30 \pm 4,81 %	28
Huevos sin desarrollo	0	12	4,64 \pm 3,61	28

El promedio de eclosión fue del 91,16%, con una dispersión moderada ($\pm 4,54\%$), reflejando un desempeño reproductivo alto en la mayoría de los nidos (Tabla 4). Sin embargo, se registraron valores inferiores al 83%, lo que indica condiciones diferenciadas entre sitios de anidación. Esta variabilidad responde a factores físico-químicos del sustrato que alteran la incubación, como ha sido evidenciado por Assersohn *et al.* (2021) y Marshall *et al.* (2023 [50, 51]). Las diferencias en el desempeño embrionario confirman que no todos los microambientes cumplen con los requerimientos térmicos y de humedad necesarios para un desarrollo homogéneo.

Los neonatos vivos alcanzaron un promedio de 91,6 por nidada, con registros máximos de 130 individuos, pero también eventos de mortalidad embrionaria superiores a 10 huevos. Esta pérdida supera el umbral fisiológico reportado por Hirsch *et al.* (2022), lo cual confirma un impacto negativo local en ciertos puntos de anidación [52]. Fuentes

et al. (2023) demostraron que los microplásticos en la arena de la playa pueden aumentar la temperatura, con un aumento de $0,017^\circ\text{C}$ por cada aumento del 1% v/v en la concentración de microplásticos [53]. Los datos obtenidos en esta investigación reflejan esa misma dinámica en el entorno costero de San Jacinto.

En términos generales, la correlación entre residuos plásticos y éxito reproductivo en los nidos de *Lepidochelys olivacea* fue variable y dependió del tamaño y la estratificación de los plásticos. Mientras que ciertos microplásticos presentes a mayor profundidad mostraron asociaciones positivas con eclosión y emergencia, otros tipos y ubicaciones de residuos no evidenciaron efectos claros, reflejando que la influencia de los plásticos sobre los parámetros reproductivos es heterogénea. Estos hallazgos permiten contextualizar los resultados específicos que se presentan a continuación, orientando la discusión hacia los mecanismos diferenciales que podrían mediar estas relaciones (Tabla 5).

Tabla 5: Correlación de Spearman entre residuos plásticos y éxito reproductivo en nidos de tortuga marina $n = 25$ nidos.

Variable reproductiva	Variable plástica	(Spearman)	Valor-p
% Eclosión	MACRO	0,10	0,6226
% Eclosión	MICRO-5CM	-0,17	0,4079
% Eclosión	MICRO-40CM	0,42	0,0380 **
% Emergencia	MACRO	0,09	0,6578
% Emergencia	MICRO-5CM	-0,20	0,3410
% Emergencia	MICRO-40CM	0,40	0,0470 **

**Correlaciones significativas ($p < 0,05$).

Los macroplásticos, al hallarse en la superficie de los nidos, no parecen ejercer una influencia directa sobre los parámetros reproductivos de las tortugas marinas. Esta interpretación se sustenta en que no se evidenció una asociación estadísticamente significativa entre la presencia de estos residuos y las tasas de eclosión ($r = 0,62$; $p = 0,10$) ni de emergencia ($r = 0,65$; $p = 0,09$) (Tabla 5). Según Sousa *et al.* (2023), su acumulación superficial limita el contacto con la cámara de incubación, lo cual reduce los posibles efectos térmicos o físicos sobre los embriones [54]. Aguirre (2016) respalda esta idea, al comprobar que niveles bajos de macroplásticos (menores del 5% del volumen del nido) no alteraron la temperatura ni la viabilidad de los huevos [55].

Por otra parte, en estudios con mayor número de muestras, como el desarrollado por Arzola (2019) con 115 nidos, la correlación entre macroplásticos y éxito de eclosión fue mínima ($p = 0,26$; $p > 0,80$), lo que refuerza la tendencia de baja incidencia. En San Jacinto, no se superaron los umbrales críticos propuestos por Sousa *et al.* (2023), quienes estiman que solo volúmenes superiores al 10% podrían alterar significativamente el microambiente del nido [53]. En conjunto, estos datos refuerzan la hipótesis de una influencia marginal de los residuos plásticos de gran tamaño, al menos bajo las condiciones actuales de concentración y profundidad.

En contraste, al analizar la capa superficial de microplásticos (5 cm de profundidad), los datos obtenidos mostraron correlaciones negativas con las tasas de eclosión ($r = 0,40$; $p = -0,17$) y de emergencia ($r = 0,3$; $p = -0,20$) (Tabla 5). Aunque no significativas, estas correlaciones plantean una posible interferencia física o química, aunque limitada. Maqbool *et al.* (2023) han indicado que la acción de los microplásticos depende tanto de su concentración como de

su ubicación, siendo más disruptivos en zonas próximas a la cámara embrionaria [56].

Resulta clave considerar que esta capa superficial está altamente expuesta a procesos dinámicos del ambiente. Según Brahney *et al.* (2020), la lluvia y el viento pueden redistribuir o remover los microplásticos de las capas superiores, disminuyendo su efecto real sobre los nidos [47]. Por tanto, aunque se identifican tendencias negativas, su falta de significancia y la exposición ambiental limitan la inferencia sobre un impacto directo.

El escenario cambia notablemente al profundizar 40 cm en el sustrato, donde se identificó una correlación positiva y estadísticamente significativa con las tasas de eclosión ($p = 0,42$; $p = 0,038$) y emergencia ($p = 0,40$; $p = 0,047$) (Tabla 5). Este hallazgo resulta inusual, pues contradice la literatura que asocia los microplásticos con efectos negativos en fauna marina. Sin embargo, ciertos estudios han comenzado a documentar interacciones más complejas, en las que la presencia de polímeros altera propiedades físicas del sustrato de forma no necesariamente adversa.

Al respecto, Fuentes *et al.* (2023) observaron un aumento térmico gradual de $0,017^\circ\text{C}$ por cada 1% de microplásticos, lo que, en condiciones de incubación marginales, podría representar una mejora para el desarrollo embrionario [53]. Además, Estrella *et al.* (2023) registraron que mezclas con poliestireno y polipropileno generaban una mayor estabilidad térmica [26]. No se trata de una mejora biológica atribuida a los plásticos en sí, sino de una modificación indirecta del entorno que podría favorecer ciertas condiciones incubadoras. En San Jacinto, esta hipótesis parece plausible, aunque aún prematura.

Por tanto, aunque el hallazgo estadístico presenta

significancia, su interpretación debe asumirse con cautela. Las correlaciones positivas no implican causalidad y podrían estar mediadas por variables no observadas, como el tipo de arena, compactación del nido o exposición solar. Como advierten Lozano *et al.* (2021), los efectos de los microplásticos dependen de múltiples atributos: color, forma, densidad, tamaño y tipo de polímero [57]. Esta multidimensionalidad exige estudios experimentales controlados para evitar conclusiones especulativas.

4. Conclusiones

La investigación evidenció que la contaminación por macro y microplásticos en la playa San Jacinto se concentra en sectores de alta presión antrópica, representando una amenaza para la integridad de las áreas de anidación de *Lepidochelys olivacea*. Si bien los macroplásticos no mostraron una relación directa con las tasas de eclosión y emergencia, su persistencia superficial confirma una perturbación constante del hábitat. En contraste, la presencia de microplásticos a diferentes profundidades evidenció efectos diferenciados: a 40 cm se identificó una correlación positiva con parámetros reproductivos, indicando que los plásticos no actúan de manera uniforme y que su influencia sobre el sustrato presenta consecuencias variables. Estos hallazgos resaltan la importancia de realizar estudios experimentales que esclarezcan los mecanismos de interacción entre plásticos y éxito reproductivo, así como de fortalecer estrategias locales de manejo, limpieza y educación ambiental comunitaria para mitigar el impacto de los desechos en ecosistemas costeros clave. Impacto de los desechos en ecosistemas costeros clave para la conservación de tortugas marinas

Financiamiento:

Los autores expresan autofinanciamiento para realizar esta obra de investigación.

Conflicto de intereses:

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

Contribución de autor/es:

Angélica Lisbeth Moreira Vélez, 30 %: Escritura, recursos e investigación Jandry David Santos Salazar, 30 %: Escritura, recursos e investigación María Fernanda Pincay Cantos, 13.33 %: 30 %: Escritura, gestión e investigación Juan Fernando Pesántez Muñoz, 13.33 %: Recursos e investigación Kerly Gissela Briones Cedeño, 13.33 %: Recursos e investigación

5. Referencias

1. UGWU, K., HERRERA, A. Y GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota. *A review. Marine Pollution Bulletin* [online]. 2020, vol. 169, pág. 112540. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>.
2. JANKAUSKIENE, D. The impact of microplastics on marine life and ecosystems. *International Journal of Advanced Academic Studies* [online]. 2024, vol. 6, n.º 9, págs. 31-33. Disponible en: <https://doi.org/10.33545/27068919.2024.v6.i9a.1273>.
3. ERIKSEN, M., LEBRETON, L.C.M., CARSON, H.S., THIEL, M., MOORE, C.J., BORRERO, J.C., GALGANI, F., RYAN, P.G. Y REISSER, J. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS ONE* [online]. 2014, vol. 9, n.º 12, e111913. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>.
4. VÉLEZ, P.Y., ROMERO, D. Y YÁNEZ, G.S. Microplastics in Ecuador: A review of environmental and health-risk assessment challenges. *Heliyon* [online]. 2024, vol. 10, n.º 1, e23232. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e23232>.
5. BOTTERELL, Z.L.R., BEAUMONT, N., DORRINGTON, T., STEINKE, M., THOMPSON, R.C. Y LINDEQUE, P.K. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution* [online]. 2019, vol. 245, págs. 98-110. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>.
6. TANABE, L.K., COCHRAN, J.E.M., HARDENSTINE, R.S., SCOTT, K. Y BERUMEN, M.L. A Preliminary Report of Plastic Ingestion by Hawksbill and Green Turtles in the Saudi Arabian Red Sea. *Animals* [online]. 2023, vol. 23, n.º 2, pág. 314. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ani13020314>.
7. OZTURK, R.C. Y ALTINOK, I. Interaction of Plastics with Marine Species. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* [online]. 2020, vol. 20, n.º 8, págs. 647-658. Disponible en: https://doi.org/10.4194/1303-2712-v20_8_07.
8. JONES, J., PORTER, A., MUÑOZ-PÉREZ, J., ALARCÓN-RUALES, D., GALLOWAY, T., GODLEY, B., SANTILLO, D., VAGG, J. Y LEWIS, C. Plastic contamination of the Galapagos marine food web and the relative risks to native species. *Springer Science and Business Media LLC* [online]. 2020. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-12098-5>.
9. MUÑOZ-PÉREZ, J.P., LEWBART, G.A., ALARCÓN-RUALES, D., SKEHEL, A., COBOS, E., RIVERA, R., JARAMILLO, A., VIVANCO, H., ZURITA-ARTHOS, L.,

- WALLACE, B., VALLE, C.A. Y TOWNSEND, K.A. Galápagos and the plastic problem. *Frontiers in Sustainability* [online]. 2023, vol. 4. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/frsus.2023.1091516>.
10. JAMBECK, J., GEYER, R. Y WILCOX, C. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* [online]. 2015, vol. 347, n.º 6223, págs. 768-771. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
11. BHUYAN, M.S., RASHED-UN-NABI, M., ALAM, M.W., ISLAM, M.N., CÁCERES-FARIAS, L., BAT, L., MUSTHAFA, M.S., SENAPATHI, V., CHUNG, S.Y. Y NÚÑEZ, A.A. Environmental and Morphological Detrimental Effects of Microplastics on Marine Organisms to Human Health. *Springer Science and Business Media LLC* [online]. 2022. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17996-7>.
12. BAJT, O. From plastics to microplastics and organisms. *FEBS Open Bio* [online]. 2021, vol. 11, n.º 4, págs. 954-966. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/2211-5463.13120>.
13. ASTORGA-PÉREZ, A., ULATE-NARANJO, K. Y ABARCA-GUERRERO, L. Presencia de microplásticos en especies marinas del Parque Nacional Marino Las Baulas. *Revista Tecnología en Marcha* [online]. 2022. Disponible en: <https://doi.org/10.18845/tm.v35i2.5466>.
14. YU, R.-S. Y SINGH, S. Microplastic Pollution: Threats and Impacts on Global Marine Ecosystems. *Sustainability* [online]. 2023, vol. 15, n.º 17, pág. 13252. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su151713252>.
15. GHOSH, S., SINHA, J.K., GHOSH, S., VASHISTH, K., HAN, S. Y BHASKAR, R. Microplastics as an Emerging Threat to the Global Environment and Human Health. *Sustainability* [online]. 2023, vol. 15, n.º 14, pág. 10821. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su151410821>.
16. MEEGODA, J.N. Y HETTIARACHCHI, M.C. A Path to a Reduction in Micro and Nanoplastics Pollution. *International Journal of Environmental Research and Public Health* [online]. 2023, vol. 20, n.º 8, pág. 5555. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph20085555>.
17. HASSAN, N., ABDULLAH, I., KHAN, W., KHAN, A., AHMAD, N., IQBAL, B., ALI, I., HASSAN, A.M., DAI, D.-Q., EL-KAHTANY, K. Y FAHAD, S. Effect of Grazing and Mowing on Soil Physicochemical Properties in a Semi-Arid Grassland of Northeast China. *Polish Journal of Environmental Studies* [online]. 2023. Disponible en: <https://doi.org/10.15244/pjoes/173163>.
18. ROMAN, L., SCHUYLER, Q., WILCOX, C. Y HARDESTY, B.D. Plastic pollution is killing marine megafauna, but how do we prioritize policies to reduce mortality? *Conservation Letters* [online]. 2021, vol. 14, n.º 2. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/conl.12781>.
19. HANDS, AFRICA S. Integrating quantitative and qualitative data in mixed methods research: An illustration. *The Canadian Journal of Information and Library Science* [online]. 2022, vol. 45, n.º 1, págs. 1-20. Disponible en: <https://doi.org/10.5206/cjilsrscsib.v45i1.10645>.
20. BLUMENTHAL, JANICE M., HARDWICK, JANE L., AUSTIN, TIMOTHY J., BRODERICK, ANNETTE C., CHIN, PAUL, COLLYER, LUCY, EBANKS-PETRIE, GINA, GRANT, LEAH, LAMB, LORRI D., OLYNIK, JEREMY, OMEYER, LUCY C. M., PRAT-VARELA, ALEJANDRO Y GODLEY, BRENDAN J.. Cayman Islands Sea Turtle Nesting Population Increases Over 22 Years of Monitoring. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2021, vol. 8, pág. 663856. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.663856>.
21. FITRIHASTUTI, ANNISA NUR, AULIADANI, NATASYA MERI, MUDRIKAH, SITI, WULANDARI, MUTIARA TRI, SAYIDINAR, AISHA, KHAIRUNNISA, ARFISTA DESKA, ANGELLYA, BUNGA FINOVEL, UTAMI, LAILA WIDI Y UNTARI, LUDMILLA FITRI. Bahasa Inggris. *Berkala Ilmiah Biologi* [online]. 2023, vol. 14, n.º 2, págs. 16-24. Disponible en: <https://doi.org/10.22146/bib.v14i2.5175>.
22. LIM, ER VIN, NILAMANI, NITHIYAA, RAZALLI, NORHANIS M., ZHANG, SHOUFENG, LI, HONGJUN, HARON, MUHAMMAD LUTFI, ABDULLAH, ANISAH LEE, YASIN, ZULFIGAR, ZANURI, NORLAILA MOHD Y TAN SHAU HWAI, AILEEN. Abundance and Distribution of Macro and Mesoplastic Debris on Selected Beaches in the Northern Strait of Malacca. *Journal of Marine Science and Engineering* [online]. 2023, vol. 11, n.º 5, pág. 1057. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/jmse11051057>.
23. PRIMPKE, SEBASTIAN, CHRISTIANSEN, SILKE H., COWGER, WIN, DE FROND, HANNAH, DESHPANDE, ASHOK,

- FISCHER, MARTEN, HOLLAND, ERIKA B., MEYNS, MICHAELA, O'DONNELL, BRIDGET A., OSSMANN, BARBARA E., PITTROFF, MARCO, SARAU, GEORGE, SCHOLZ-BÖTTCHER, BARBARA M. Y WIGGIN, KARA J. Critical Assessment of Analytical Methods for the Harmonized and Cost-Efficient Analysis of Microplastics. *Applied Spectroscopy* [online]. 2020, vol. 74, n.º 9, págs. 1012-1047. Disponible en: <https://doi.org/10.1177/0003702820921465>.
24. OSORIO, EZRA D., TANCHULING, MARIA ANTONIA N. Y DIOLA, MA. BRIDA LEA D. Microplastics Occurrence in Surface Waters and Sediments in Five River Mouths of Manila Bay. *Frontiers in Environmental Science* [online]. 2020, vol. 9. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.719274>.
25. PESANTEZ, F. AND BRIONES, K. Monitoreo de anidación de tortugas marinas en la zona costera de Portoviejo y Sucre de la provincia de Manabí, Ecuador. *Fundación Contamos Contigo Ecuador (FCCE)* [online]. 2025. Disponible en: <https://www.gbif.org/dataset/d3209204-de4f-4680-957e-6523f5a4447c>.
26. ESTRELLA-JORDAN, B.A., LANGO-REYNOSO, F., CASTAÑEDA-CHÁVEZ, M.D.R., MONTOYA-MENDOZA, J. Y REYNIER-VALDES, D. Microplastic Pollution in Sea Turtle Nests on the Beaches of Nautla and Vega de Alatorre, Veracruz. *Microplastics* [online]. 2023, vol. 2, n.º 2, págs. 182-191. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2673-8929/2/2/14>.
27. NELVIDAWATI, NELVIDAWATI AND KASMAN, MONIK. Penggunaan Korelasi Spearman Untuk Menguji Hubungan Suhu Dan Besarnya Curah Hujan Bulanan di Kota Padang. *Jurnal Daur Lingkungan* [online]. 2023, vol. 6, n.º 1, pág. 34. Disponible en: <https://doi.org/10.33087/daurling.v6i1.181>.
28. RYAN, P.G., WEIDEMAN, E.A., PEROLD, V. Y MOLONEY, C.L. Toward Balancing the Budget: Surface Macro-Plastics Dominate the Mass of Particulate Pollution Stranded on Beaches. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2020, vol. 7, n.º 575395. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.575395>.
29. STEELE, C.L.W. Y MILLER, M.R. Temporal trends in anthropogenic marine macro-debris and micro-debris accumulation on the California Channel Islands. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2022, vol. 9, n.º 905969. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.905969>.
30. TALBOT, R., CÁRDENAS, M., MAIR, J.M., LÓPEZ, F., CÁRDENAS, G., PERNÍA, B., HARTL, M.G.J. Y UYAGUARI, M. Macroplastics and Microplastics in Intertidal Sediment of Vinces and Los Tintos Rivers, Guayas Province, Ecuador. *Microplastics* [online]. 2022, vol. 1, n.º 4, págs. 651-668. Disponible en: <https://www.mdpi.com/2673-8929/1/4/45>.
31. MARTÍ, E., MARTIN, C., GALLI, M., ECHEVARRÍA, F., DUARTE, C.M. Y CÓZAR, A. The Colors of the Ocean Plastics. *Environmental Science Technology* [online]. 2020, vol. 54, n.º 11, págs. 6594-6601. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06400>.
32. ANDRADE, T.P. DE, BARROSO, E.V., BRAGA, L.P.V., MELLO, C.L. Y SOUZA, J.A.B. Stratigraphic and structural control over permeability distribution in poorly consolidated siliciclastic rocks. *Geologia USP. Série Científica* [online]. 2022, vol. 21, n.º 2. Disponible en: <https://doi.org/10.11606/ISSN.2316-9095.V21-173516>.
33. BAYO, J., ROJO, D., OLMOS, S. Y LÓPEZ, M. Microplastic pollution on the strandline of urban and natural city beaches: The role of local activities. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery* [online]. 2021, vol. 3, n.º 2, págs. 155-167. Disponible en: <https://doi.org/10.2495/EI-V3-N2-155-167>.
34. RICHARDSON, K., HARDESTY, B.D., VINCE, J. Y WILCOX, C. Global estimates of fishing gear lost to the ocean each year. *Science Advances* [online]. 2022, vol. 8, n.º 41, eabq0135. Disponible en: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.abq0135>.
35. PRAMPAMOTE, J., BOONHOH, W., INTONGEAD, S., SAKORNWIMOL, W., PRACHAMKHA, P., SANSAMUR, C., HAYAKIJKOSOL, O. Y WONGTAWAN, T. Association of ocean macroplastic debris with stranded sea turtles in the Central Gulf of Thailand. *BiorXiv* [online]. 2021, págs. 1-31. Disponible en: <https://doi.org/10.1101/2021.10.15.464521>.
36. MEJÍA, I.A., PEÑA, C., PERALTA, L.A., DEL REAL, J. Y SULBARÁN, B. Microplastics in Sandy Beaches of Puerto Vallarta in the Pacific Coast of Mexico. *Sustainability* [online]. 2023, vol. 15, n.º 21, pág. 15259. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su152115259>.
37. ROEBROEK, C.T.J., HARRIGAN, S., EMERIK, T., BAUGH, C., EILANDER, D.,

- PRUDHOMME, C. Y PAPPENBERGER, F. Plastic in global rivers: are floods making it worse?. *Research Square* [online]. 2020, págs. 1-12. Disponible en: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-43330/v1>.
38. LUBAL, M.J. Impact of Heavy Metal Pollution on the Environment. *Uttar Pradesh Journal of Zoology. Sustainability* [online]. 2024, vol. 45, n.º 11, págs. 97-105. Disponible en: <https://mbimph.com/index.php/UPJ0Z/article/view/4074>.
39. BARRAZA, A.D., YOUNG, L., SMITH, C.E., BOOTH, D.T., HOF, C.A.M., FINLAYSON, K.A., LEUSCH, F.D.L. Y VAN DE MERWE, J.P. Exploring contaminants as a disruptor of temperature-dependent sex determination in sea turtle hatchlings. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2023, vol. 10, n.º 1238837. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1238837>.
40. KHOERIYAH, Z.B.A. Y SEMBIRING, E. Role of Wind, Ground Surface, and Slope in Plastic Waste Movement on Terrestrial Environments. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* [online]. 2023, vol. 1257, n.º 1, pág. 012007. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1238837>.
41. TSIRAS, K., HATZONIKOLAKIS, Y., KALARONI, S., POLLANI, A. Y TRIANTAFYLLOU, G. Modeling the Pathways and Accumulation Patterns of Micro- and Macro-Plastics in the Mediterranean. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2021, vol. 8, pág. 743117. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.743117>.
42. RODRIGUES, D., ANTUNES, J., PAIS, J., PEQUENO, J., CAETANO, P.S., ROCHA, F., SOBRAL, P. Y COSTA, M.H. Distribution patterns of microplastics in subtidal sediments from the Sado river estuary and the Arrábida marine park, Portugal. *Frontiers in Environmental Science* [online]. 2022, vol. 10, pág. 998513. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.998513>.
43. CAI, Y., YANG, T., MITRANO, D.M., HEUBERGER, M., HUFENUS, R. Y NOWACK, B. Systematic Study of Microplastic Fiber Release from 12 Different Polyester Textiles during Washing. *Environmental Science Technology* [online]. 2020, vol. 54, n.º 8, págs. 4847-4855. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07395>.
44. SALAZAR, J.A., GONZÁLEZ, R., NAVARRETE, A.L., CALLE, P., ALAVA, J.J. Y DOMÍNGUEZ, G.A. A temporal assessment of anthropogenic marine debris on sandy beaches from Ecuador's southern coast. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2022, vol. 9, pág. 977650. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.977650>.
45. CHAI, B., LI, Y., WANG, L., ZHANG, X.-T., WAN, Y.-P., CHEN, F., MA, J., LAN, W. Y PAN, K. Microplastic Contamination on the Beaches of South China. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2022, vol. 9, pág. 863652. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.863652>.
46. TOMAŠOVÝCH, A., KIDWELL, S., DAI, R. Y CLARK, R. Bioturbation increases time averaging despite promoting shell disintegration: a test using anthropogenic gradients in sediment accumulation and burrowing on the southern California shelf. *GeoScienceWorld* [online]. 2024, vol. 50, n.º 3, págs. 424-451. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/pab.2024.39>.
47. BRAHNEY, J., HALLERUD, M., HEIM, E. Y HAHNENBERGER, M. Plastic Rain in Protected Areas of the United States. *Science* [online]. 2020, págs. 1-13. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.aaz5819>.
48. LOMBARDO, J., SOLOMANDO, A., COHEN-SÁNCHEZ, A., PINYA, S., TEJADA, S., FERRIOL, P., MATEU-VICENS, G., BOX, A., FAGGIO, C. Y SUREDA, A. Effects of Human Activity on Markers of Oxidative Stress in the Intestine of *Holothuria tubulosa*, with Special Reference to the Presence of Microplastics. *International Journal of Molecular Sciences* [online]. 2022, vol. 23, n.º 16, pág. 9018. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijms23169018>.
49. KERPEN, N.B., SCHLURMANN, T., SCHENDEL, A., GUNDLACH, J., MARQUARD, D. Y HÜPGEN, M. Wave-Induced Distribution of Microplastic in the Surf Zone. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2020, vol. 7, pág. 590565. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.590565>.
50. ASSERSOHN, K., MARSHALL, A.F., MORLAND, F., BREKKE, P. Y HEMMINGS, N. Why do eggs fail? Causes of hatching failure in threatened populations and consequences for conservation. *Animal Conservation* [online]. 2021, vol. 24, n.º 4, págs. 540-551. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/acv.12674>.
51. MARSHALL, A.F., BALLOUX, F., HEMMINGS, N. Y BREKKE, P. Systematic review of avian hatching failure and implications for conservation. *Biological Reviews* [online].

- 2023, vol. 98, n.º 3, págs. 807-832. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/brv.12931>.
52. HIRSCH, S.E., TOONDER, M., REILLY, J.D., HOOVER, S.R. Y PERRAULT, J.R. Responses of three nesting sea turtle species to hard-armoring structures. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2022, vol. 9, pág. 980715. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.980715>.
 53. FUENTES, M.M.P.B., BECKWIDTH, V. Y WARE, M. The effects of microplastic on the thermal profile of sand: implications for marine turtle nesting grounds. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2023, vol. 10, pág. 1146556. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1146556>.
 54. SOUSA, D., SILLERO, N., BESSA, F. Y MARCO, A. Plastic pollution can affect the emergence patterns of loggerhead turtle hatchlings. *Animal Conservation* [online]. 2023, vol. 26, n.º 4, págs. 492-501. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/acv.12837>.
 55. AGUIRRE, C.D.F. Caracterización de nidos e influencia de las variables climáticas en los neonatos de las tortugas marinas. *Eretmochelys imbricata* [online]. 2016.
 56. MAQBOOL, A., SORIANO, M.-A. Y GÓMEZ, J.A. Macro- and micro-plastics change soil physical properties: a systematic review. *Environmental Research Letters* [online]. 2023, vol. 18, n.º 12, pág. 123002. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/acv.12837>.
 57. LOZANO, Y.M., LEHNERT, T., LINCK, L.T., LEHMANN, A. Y RILLIG, M.C. Microplastic Shape, Polymer Type, and Concentration Affect Soil Properties and Plant Biomass. *Frontiers in Plant Science* [online]. 2021, vol. 12, pág. 616645. Disponible en: <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.616645>.



Artículo de **libre acceso** bajo los términos de una **Licencia Creative Commons Reconocimiento – NoComercial – CompartirIgual 4.0 Internacional**. Se permite que otros remezcLEN, adapten y construyan a partir de su obra sin fines comerciales, siempre y cuando se otorgue la oportuna autoría y además licencien sus nuevas creaciones bajo los mismos términos.