



Underwater vessel noise in a commercial and tourist bay complex in the Mexican Central Pacific

Ruido submarino de embarcaciones en un complejo de bahías turístico-comerciales en el Pacífico central mexicano

[David A Rosales-Chapula](#)¹, [Christian D Ortega-Ortiz](#)¹, [Myriam Llamas-González](#)¹, [Aramis Olivos-Ortiz](#)¹, [Ernesto Torres-Orozco](#)¹, [Braulio Leon-Lopez](#)², [Eduardo Romero-Vivas](#)^{2*}

¹ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima, 28860 Manzanillo, Colima, Mexico.

² Grupo de Investigación en Acústica y Procesamiento de Señales, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, 23096 La Paz, Baja California Sur, Mexico.

* Corresponding author. E-mail: evivas@cibnor.mx

ABSTRACT. Noise generated by ship traffic is increasing around the world. Hence, there is need to effectively evaluate anthropogenic noise levels in marine habitats. In this study, the noise contribution of ships in the Santiago–Manzanillo bay complex, on the Pacific coast of central Mexico, was assessed. The semienclased bay complex is one of the most important commercial ports in Mexico, and it is an area with high biological richness and tourism demand, including demand by the informal humpback whale watching industry. Bottom-fixed recording systems were deployed at the entrance to the bay, near the commercial port (Manzanillo Bay), and within the tourist area (Santiago Bay). Monthly acoustic records were obtained from September 2015 to August 2016. Boat categories confirmed by visual sightings were associated with their acoustic signals. According to the diagnostic frequency range, vessel noise was classified into noise coming from large ships (50–220 Hz) or from small vessels (290–500 Hz). Large ships were always detected at both stations, while, as expected, small vessels were more common in tourist areas. Vessel noise in the entire area ranged from 130 to 170 dB (RMS re 1 μ Pa) and was present up to a median of 81.8% of the time throughout the year, with higher prevalence from 1200 to 1600 hours. Marine traffic activities were constant in the area, but frequency content and sound pressure levels were not equally distributed across the bay. Therefore, it is important to consider the possible differential impacts on marine fauna inhabiting the area.

Key words: vessel noise, commercial port, tourist port, disturbance, whales.

RESUMEN. El ruido generado por el tránsito de embarcaciones ha ido en aumento a nivel mundial, por lo que se requiere evaluar objetivamente los niveles de ruido antropogénico en los hábitats marinos. En este estudio, se evaluó la contribución de las embarcaciones a los niveles de ruido en el complejo de bahías Santiago-Manzanillo, en la costa del Pacífico central mexicano. Este complejo de bahías semicerradas es uno de los puertos comerciales más importantes de México y, a su vez, un área con alta riqueza biológica y demanda turística, incluida la demanda de la industria informal de avistamiento de ballenas jorobadas. Desde septiembre de 2015 hasta agosto de 2016, se obtuvieron registros acústicos mensuales de sistemas de grabación fijos colocados en la entrada a la bahía, cerca del puerto comercial (bahía de Manzanillo) y dentro del área turística (bahía de Santiago). Los barcos avistados durante las grabaciones se asociaron a sus señales acústicas y se agruparon por categoría. De acuerdo con su rango diagnóstico de frecuencia, el ruido de los barcos se clasificó en barcos grandes (50–220 Hz) y pequeños (290–500 Hz). Los barcos grandes siempre se detectaron en ambas estaciones, mientras que, como se esperaba, los barcos pequeños fueron más comunes en las zonas turísticas. El ruido de embarcaciones en toda la zona osciló entre 130 y 170 dB (RMS re 1 μ Pa) y estuvo presente en una mediana de hasta el 81.8% del tiempo a lo largo del año, con mayor prevalencia entre las 1200 y 1600 horas. Las actividades del tráfico marítimo fueron constantes en el área, pero el contenido de frecuencias y los niveles de presión sonora no se distribuyeron por igual a lo largo de la bahía, por lo que se deben diferenciar los posibles impactos sobre la fauna marina que habita en el área.

Palabras clave: ruido de embarcaciones, puerto comercial, puerto turístico, disturbio, ballenas.



INTRODUCTION

Noise in the sea has been increasing with the boom of marine transportation (Kaplan and Solomon 2016), creating a new underwater soundscape worldwide, with shipping traffic being the most common anthropogenic source of noise in the ocean (Evans 2000, Würsig and Richardson 2000, Hatch and Wright et al. 2007, Weilgart 2007a, Wade et al. 2010). The contribution of shipping noise in a certain location varies depending on physiography, sound propagation, the number of ships, and the type of shipping traffic in an area (Merchant et al. 2012). Several studies have shown that many anthropogenic sounds might cause negative responses on marine organisms, manifesting as behavioral changes, habitat displacement, or even temporal or permanent physiological damage (Richardson et al. 1995, Würsig and Richardson 2000, Weilgart 2007b, Wright et al. 2007). However, the effect of noise on a taxonomic group varies depending on exposure time, frequency content, intensity, and type of sound source.

Noise sources can be classified as impulsive and continuous. Impulsive sounds are qualitatively considered to have a broadband, short duration (<1 s), and fast rise-time, such as pile driving, explosives, sonar, or air guns. On the other hand, continuous or non-impulsive sounds are those reaching a steady-state condition, regardless of duration (NMFS 2018, Martin et al. 2020). Shipping noise can be usually considered a source of the latter. There is also a difference between a particular localized ship radiating sound (focalized sound) and the overall contribution of non-localized distant ships (non-focalized sound). In the first case the received levels are highly related to the relative position of the source and the receiver, whereas in the second case the received levels are not. Marine fauna might show different negative effects depending on noise source, intensity, and duration, and on the hearing sensitivity of species. Increased shipping noise is particularly problematic for large whales, as they use sound for long-distance communication (Richardson et al. 1995); therefore, shipping noise can interfere and cause stress, mask vocalizations, and change acoustic and surface behavior (Castellote et al. 2012, Rolland et al. 2012, Tsujii et al. 2018).

Some guidelines for regulating underwater shipping noise in regard to its effects on marine species have been proposed at international committees (IMO 2009), but their enforcement depends on the country. European and American government agencies have published scientifically based regulations and guidelines to mitigate noise effects on marine mammals, including regulations on non-impulsive noise (Dekeling et al. 2014, NMFS 2018). Mexico has developed some regulations regarding passive acoustic monitoring of protected species to control underwater noise resulting from offshore seismic prospection surveys (DOF 2016); nevertheless, for vessel noise that can potentially affect marine fauna, there are no regulations to date in the country. Studies measuring underwater focalized vessel noise

INTRODUCCIÓN

El ruido en el mar ha aumentado con el auge del transporte marítimo (Kaplan y Solomon 2016), con el tráfico de embarcaciones como la fuente de ruido antropogénico más común en el océano (Evans 2000, Würsig y Richardson 2000, Hatch y Wright et al. 2007, Weilgart 2007a, Wade et al. 2010), lo cual genera un nuevo paisaje sonoro submarino en todo el mundo. La contribución del ruido del transporte marítimo en un lugar determinado varía según la fisiografía, la propagación del sonido y el número de barcos y el tipo de tráfico de embarcaciones en un área (Merchant et al. 2012). Numerosos estudios han señalado que muchos sonidos antropogénicos pueden causar respuestas negativas en los organismos marinos, las cuales se manifiestan como cambios en el comportamiento, desplazamiento del hábitat o, incluso, daños fisiológicos temporales o permanentes (Richardson et al. 1995, Würsig y Richardson 2000, Weilgart 2007b, Wright et al. 2007). Sin embargo, el efecto del ruido en un grupo taxonómico varía según el tiempo de exposición, el contenido de frecuencia, la intensidad y el tipo de fuente de sonido.

Las fuentes de ruido se pueden clasificar en impulsivas y continuas. Los sonidos impulsivos se consideran cualitativamente de banda ancha, corta duración (<1 s) y de incremento rápido, tales como la colocación de pilotes, explosivos, sonares o pistolas de aire. Por otro lado, los sonidos continuos o no impulsivos son aquellos que alcanzan una condición estable, independientemente de su duración (NMFS 2018, Martin et al. 2020). El ruido de embarcaciones usualmente puede ser considerado una fuente de este último. También existe una diferencia entre el sonido que irradia un barco localizado en particular (sonido focalizado) y la contribución total de los barcos distantes no localizados (sonido no focalizado). En el primer caso, los niveles que se reciben están muy relacionados con la posición relativa de la fuente y el receptor, mientras que en el segundo caso no es así. La fauna marina puede mostrar diferentes efectos negativos dependiendo el tipo, la intensidad y la duración de las fuentes de ruido, así como la sensibilidad auditiva de cada especie. El aumento del ruido de embarcaciones es particularmente problemático para las grandes ballenas, ya que utilizan el sonido para comunicarse a larga distancia (Richardson et al. 1995); por lo tanto, el ruido de las embarcaciones puede interferir y causar estrés, enmascarar las vocalizaciones y cambiar el comportamiento acústico y en superficie (Castellote et al. 2012, Rolland et al. 2012, Tsujii et al. 2018).

En los comités internacionales se han propuesto algunas directrices para regular el ruido submarino producido por el transporte marítimo con respecto a sus efectos sobre las especies marinas (IMO 2009), pero su aplicación depende de cada país. Las agencias gubernamentales europeas y estadounidenses han publicado regulaciones y pautas fundamentadas científicamente para mitigar el efecto del ruido en los mamíferos marinos, incluso el ruido no impulsivo (Dekeling et al. 2014, NMFS 2018). México ha desarrollado algunas

at important ports are necessary for understanding the relationship between anthropogenic noise contribution and biodiversity in the ocean. High-priority regions to study are the semi-enclosed bay complexes with high industrial shipping and small tourist vessel traffic. Treating vessels as focalized sources allows separating any other sources, focusing on the detected large-ship and small-vessel noise contribution.

Manzanillo port, on the coast of Colima, is near to the Mesoamerican Biological Corridor, which contains a large diversity of marine fauna (Miller et al. 2001, Holland 2012), and is part of the eastern North Pacific area with important richness of marine mammals (Ortega-Ortiz et al. 2013). Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*), for example, use the region for breeding during the winter–spring months (Urbán and Aguayo 1987, Calambokidis et al. 2001). On the other hand, the Manzanillo commercial port is the busiest in Mexico, with annual cargo traffic of more than 2.1 million cargo containers or twenty-foot equivalent units. It is one of the most important ports in Latin America, connecting the Mexican central Pacific and western states internationally (SCT 2014). The bay complex in the area is a popular international tourist destination, especially the Santiago Bay side, where cruises, sport fishing, jet skiing, snorkeling, and other water sports are offered (Silva-Iñiguez et al. 2007, SECTUR 2014). However, little is known about the pervasiveness and magnitude of shipping noise in the bays. This study aims to assess ship noise contribution at 2 sites with industrial and tourism activities to establish a baseline for understanding anthropogenic influence on the soundscape of the area and its possible impact on marine fauna.

MATERIALS AND METHODS

Study area and data collection

The Santiago–Manzanillo bay complex is located in the Pacific Ocean, on the west coast of Mexico, in the state of Colima. The bay complex is composed of 2 small bodies of water separated by a small peninsula of rocky land: Santiago Bay in the northwest and Manzanillo Bay in the southeast (Fig. 1).

Monthly acoustic samples were collected over a year, from September 2015 to August 2016. The recordings were obtained using stationary systems moored at the center of Santiago Bay (19°05'51.19" N, 104°22'27.44" W, bottom at ~35 m) and at the entrance to Manzanillo Bay (19°02'21.60" N, 104°22'51.60" W, bottom at ~105 m) to reflect the main activities in the area (Fig. 1). The systems were deployed once a month, continuously recording for 24 h each time at a sample rate of 48 kHz. Each system consisted of a hydrophone connected to a digital recorder inside a sealed plastic container. At the first station the system consisted of an SQ26-08 Cetacean Research Technology omnidirectional hydrophone (frequency response: 0.01 to 20.00 kHz; sensitivity: –200 dB re 1V/μPa) connected to a ZOOM-H1

regulaciones para el monitoreo acústico pasivo de especies protegidas para controlar el ruido submarino como resultado de los estudios de prospección sísmica en alta mar (DOF 2016); sin embargo, hasta la fecha, no existen regulaciones en el país para regular el ruido de embarcaciones que potencialmente puede afectar la fauna marina. Se necesitan estudios que midan el ruido focalizado submarino producido por barcos en puertos importantes para comprender la relación de la contribución del ruido antropogénico con la biodiversidad en el océano. Las regiones de alta prioridad para estudiar son los complejos de bahías semicerradas con alto tráfico de embarcaciones industriales y turísticas. Tratar a las embarcaciones como fuentes focalizadas permite separar cualquier otra fuente y centrarse en la contribución del ruido de embarcaciones detectado.

El puerto de Manzanillo, en la costa de Colima, está cerca del Corredor Biológico Mesoamericano, el cual contiene una gran diversidad de fauna marina (Miller et al. 2001, Holland 2012), y es parte del área del Pacífico nororiental con una importante riqueza de mamíferos marinos (Ortega-Ortiz et al. 2013). Las ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*), por ejemplo, utilizan la región para la reproducción durante los meses de invierno–primavera (Urbán y Aguayo 1987, Calambokidis et al. 2001). Por otro lado, el puerto comercial de Manzanillo es el más activo de México, con un tráfico de carga anual de más de 2.1 millones de contenedores de carga o de unidad equivalente a veinte pies. Manzanillo es uno de los puertos más importantes de América Latina que conecta internacionalmente al Pacífico central mexicano y a los estados occidentales (SCT 2014). El complejo de bahías en la zona es un popular destino turístico internacional, especialmente en el lado de la bahía de Santiago, donde se ofrecen viajes en cruceros, pesca deportiva, viajes en motos de agua, snorkel y otros deportes acuáticos (Silva-Iñiguez et al. 2007, SECTUR 2014). Sin embargo, se sabe poco sobre la omnipresencia y la magnitud del ruido de embarcaciones en las bahías. Este estudio tiene como objetivo evaluar la contribución del ruido de las embarcaciones en 2 puntos representativos de las actividades industriales y turísticas para establecer la línea base para entender la influencia antropogénica en el paisaje sonoro de la zona y su posible impacto en la fauna marina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y recolección de datos

El complejo de bahías Santiago-Manzanillo está ubicado en el océano Pacífico, en la costa oeste de México, en el estado de Colima. El complejo está compuesto por 2 cuerpos de agua pequeños separados por una pequeña península de tierra rocosa: la bahía de Santiago en el noroeste y la bahía de Manzanillo en el sureste (Fig. 1).

Se realizaron grabaciones acústicas mensuales durante un periodo anual de septiembre de 2015 a agosto de 2016. Las grabaciones se obtuvieron utilizando sistemas estacionarios

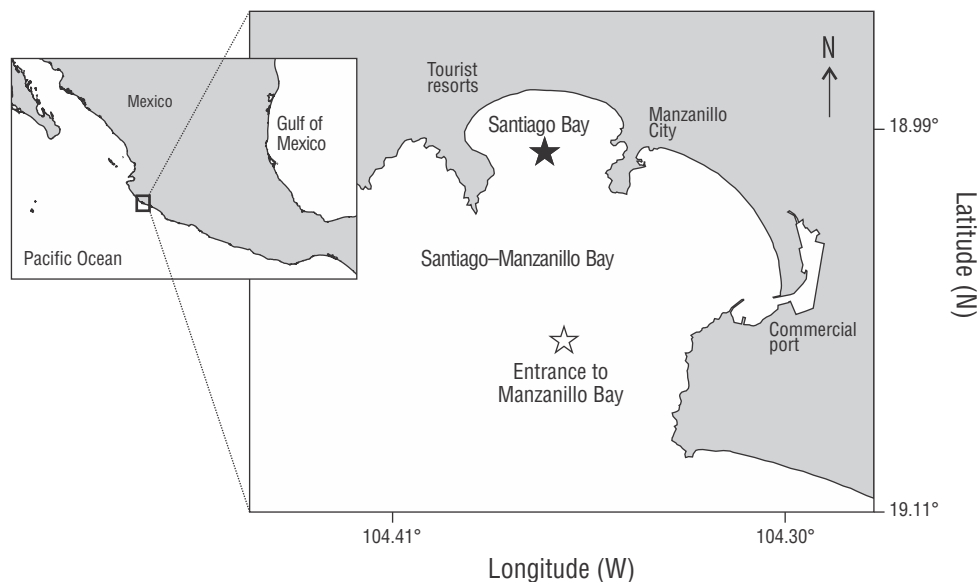


Figure 1. Location of Santiago–Manzanillo bay complex. Stars represent the recording stations, with the main commercial port docks located on the east side of Manzanillo Bay and the resorts located to the west of Santiago Bay.

Figura 1. Ubicación del complejo de bahías Santiago-Manzanillo. Las estrellas representan las estaciones de grabación, con el puerto comercial en el lado este de la bahía de Manzanillo y los centros turísticos ubicados al oeste de la bahía de Santiago.

digital recorder. At the second station the system consisted of a factory-calibrated RESON TC4013 omnidirectional hydrophone (frequency response: 0.001 to 170.000 kHz; sensitivity: -211 ± 3 dB re 1 V/ μ Pa) that had an EC-0681 preamplifier and a band-pass filter (0 dB gain, 0.001 to 1.000 kHz) and was connected to a ZOOM-H4n recorder. The SQ26-08 hydrophone was referenced to the TC4013 hydrophone response for measurements, with a +3 dB correction factor. The recording systems were deployed at 6–7 m depth as defined by the sound speed profile (CTD SBE-19 plus, Sea-Bird electronics, Sea-Bird Data Processing v.5.3.1).

Ship catalog

After each monthly deployment, photographs of vessels near the recording sites were taken to associate them with their acoustic recordings and create a catalog. Each observation event lasted between 10 and 30 min, and information about the ships passing by was recorded in a database. A total of 16 vessels were sighted, categorized, and recorded during 15 observation events. Then, using Adobe Audition 3.0, frequency domain representations of recordings for each vessel type were visually inspected for bands that could help identify the type of vessel from the sound. Vessel categories were then defined according to these diagnostic frequency bands.

Noise from distant, out-of-sight vessels was considered negligible for accurate detection of vessels passing by the recording system. Focalized vessel noise can be regulated, but noise from distant vessels cannot. Moreover, the energy level of a nearby vessel would likely be higher, allowing for correct association of noise and vessel observation.

anclados al fondo marino en el centro de la bahía de Santiago ($19^{\circ}05'51.19''$ N, $104^{\circ}22'27.44''$ W, a ~ 35 m de profundidad) y en la entrada a la bahía de Manzanillo ($19^{\circ}02'21.60''$ N $104^{\circ}22'51.60''$ W, a ~ 105 m de profundidad) para reflejar las principales actividades en el área (Fig. 1). Los sistemas se colocaron una vez al mes y, en cada ocasión, estuvieron registrando 24 h de manera continua a una frecuencia de muestreo de 48 kHz. Cada sistema constaba de un hidrófono conectado a una grabadora digital dentro de un recipiente de plástico sellado. En la primera estación, el sistema incluyó un hidrófono omnidireccional SQ26-08 de Cetacean Research Technology (respuesta en frecuencia: 0.01 a 20 kHz; sensibilidad: -200 dB re 1 V/ μ Pa) conectado a una grabadora digital ZOOM-H1. En la segunda estación, el sistema incluyó un hidrófono omnidireccional RESON TC4013 calibrado de fábrica (respuesta en frecuencia: 0.001 a 170.000 kHz; sensibilidad: -211 ± 3 dB re 1 V/ μ Pa) que tenía un preamplificador EC-0681 y un filtro pasa-bandas (ganancia de 0 dB, 0.001 a 1.000 kHz) y estaba conectado a una grabadora ZOOM-H4n. El hidrófono SQ26-08 fue referenciado a la respuesta del hidrófono TC4013 para las mediciones, con un factor de corrección de +3 dB. Los sistemas de registro se colocaron a una profundidad de 6–7 m según lo definido por el perfil de velocidad del sonido (CTD SBE-19 plus, Sea-Bird electronics, Sea-Bird Data Processing v.5.3.1).

Catálogo de embarcaciones

Después de cada colocación mensual del equipo, se tomaron fotografías de embarcaciones cercanas a los sitios de grabación para asociarlas a sus registros acústicos y formar

Data processing and analyses

Acoustic records were analyzed in the time–frequency domain in search of vessel signals. Each complete recording was visually and aurally reviewed by one analyst using the spectrograms obtained in Adobe Audition 3.0 (512 FFT Hanning window, 85% overlap, 10th-order Butterworth band-pass filter with 50–1,000 Hz). Detections were confirmed by a second analyst.

Vessels were separated into categories, and the number of detections, duration, time, and date were registered. The percentage of time with boat noise presence was calculated by month, category, and site. Duration of ship noise was estimated with the spectrogram amplitude showing energy above 75 dB noise floor, and the detection limits were taken to be the limits of the widest part of the Lloyd’s mirror effect for each vessel. The calculation is given by the following equation:

$$\% \text{Ship noise} = \frac{\text{Duration of ship noise}}{\text{Recording time}} \times 100 \quad (1)$$

A Mann–Whitney–Wilcoxon test (Mann and Whitney 1947) was performed to compare the percentage of time with total shipping noise between Santiago Bay and the entrance to Manzanillo Bay (R GNU 3.5). Figures were created using Matlab 2013 (Mathworks), QGIS 3.2, and GIMP 2.10.14.

Root mean square (RMS) sound pressure level (SPL) values were calculated for each ship noise taking 1 min around the closest point of approach from the Lloyd’s mirror pattern. SPL is the most common sound level and is defined according to ANSI (1994) as follows:

$$\text{SPL} = 10 \log_{10} \left(\frac{\overline{P}^2}{P_{\text{ref}}^2} \right) = 20 \log_{10} \left(\frac{\overline{P}}{P_{\text{ref}}} \right) \quad (2)$$

where \overline{P} is the RMS sound pressure. The standard reference pressure (P_{ref}) is 1 μPa in water and 20 μPa in the air.

RMS sound pressure is the root mean square sound pressure defined by ANSI (1994):

$$\overline{P} = \sqrt{\frac{1}{T} \int_0^T p^2(t) dt} \quad (3)$$

where T is the period of analysis, p is the instant pressure, and t is time. Values were calculated considering the sensitivity of the hydrophone and the gain of the amplifier for each recording. RMS SPL was selected since it is the most viable measurement for reporting noise pollution during passive acoustic monitoring studies (Möser and Barros 2009). The values were calculated by month and boat category for each location.

Seasons were defined by groups of 3 months: autumn (September, October, and November), winter (December, January, and February), spring (March, April, and May), and summer (June, July, and August). Unfortunately, recordings from December at Santiago Bay and February, May, and July

un catálogo. Cada observación duró entre 10 y 30 min, y la información sobre los barcos que pasaban se anotó en una hoja de datos. Un total de 16 embarcaciones fueron avistadas, categorizados y registrados durante 15 observaciones. Posteriormente, se utilizó Adobe Audition 3.0 para inspeccionar visualmente las representaciones en el dominio de frecuencia (espectrogramas) de las grabaciones para cada tipo de embarcación en busca de bandas que pudieran ayudar a identificar el tipo de embarcación a partir del sonido. Después, las categorías de embarcaciones se definieron de acuerdo con estas bandas de frecuencia diagnósticas.

El ruido de las embarcaciones distantes fuera de vista se consideró de poca importancia para la detección precisa de las embarcaciones que pasan junto al sistema de grabación. El ruido focalizado de las embarcaciones se puede regular, mientras que el de las embarcaciones distantes no. Además, el nivel de energía de una embarcación cercana probablemente sería más alto, lo que permitiría asociar correctamente al ruido con la observación de la embarcación.

Procesamiento de los datos y análisis

Los registros acústicos se analizaron en el dominio de frecuencia-tiempo en busca de señales de embarcaciones. Un analista revisó cada grabación completa de manera visual y auditiva utilizando los espectrogramas obtenidos en Adobe Audition 3.0 (ventana Hanning de 512 FFT, 85% de traslape, filtro pasa-banda Butterworth de décimo orden de 50–1,000 Hz). Un segundo analista confirmó las detecciones.

Las embarcaciones se dividieron por categorías, y se registró el número de detecciones, la duración, la hora y la fecha. El porcentaje de tiempo con presencia de ruido de embarcaciones se calculó por mes, categoría y sitio. La duración del ruido de barcos se estimó con la amplitud del espectrograma con energía por encima de 75 dB del ruido basal, y se consideraron como los límites de detección los límites de la parte más ancha del efecto espejo de Lloyd para cada embarcación. El cálculo se realizó con la siguiente ecuación:

$$\% \text{Ruido de embarcaciones} = \frac{\text{Duración del ruido de embarcaciones}}{\text{Tiempo de grabación}} \times 100 \quad (1)$$

Se realizó una prueba de Mann-Whitney-Wilcoxon (Mann y Whitney 1947) para comparar el porcentaje de tiempo con ruido total de transporte marítimo entre la bahía de Santiago y la entrada a la bahía de Manzanillo (R GNU 3.5). Las figuras se crearon utilizando Matlab 2013 (Mathworks), QGIS 3.2 y GIMP 2.10.14.

Se calcularon las raíces de la media cuadrática (RMS, por sus siglas en inglés) de los valores del nivel de presión sonora (SPL, por sus siglas en inglés) para el ruido de cada barco tomando 1 min alrededor del punto más cercano de aproximación del patrón de espejo de Lloyd. SPL es el nivel de

at the entrance to Manzanillo Bay were missing because of equipment failure.

RESULTS

Catalog of ships and recordings

The types of vessels found during visual sightings included container and gas/oil ships, bulk carriers, tuna fishing vessels, navy vessels, catamarans, and small fishing/tourist boats with outboard engines. This result supports the hypothesis that activities related to the commercial port and tourist activities are both predominant. Vessels were classified into 2 general categories according to frequency content: large ships and small vessels. The noise of the former had a predominant band of 50–220 Hz, while the latter were better distinguished in the 290–500 Hz band. However, it is important to highlight that vessel noise contribution extended to frequencies higher than the diagnostic ranges (Fig. 2).

Monthly presence of vessel noise

Throughout the year shipping noise was present in a significantly higher percentage of the time in Santiago Bay compared to the entrance to Manzanillo Bay (Mann–Whitney–Wilcoxon test: $W = 17$, $P = 0.012$), with a more noticeable difference during the summer months. However, the presence of vessel noise was relatively constant at both sites, with vessels being detected a median of 81.8% of the time in Santiago Bay and 46.6% of the time at the entrance to Manzanillo Bay. The maximum value was 90.3% for Santiago Bay in May and 83.6% for the entrance to Manzanillo Bay in April. Late spring to early autumn was the period with relatively higher percentage of shipping noise (Fig. 3).

Small vessels were more commonly detected in Santiago Bay, while large ships were detected at both stations. Peak percentage values were found in September and April for small vessels in Santiago Bay, and the same 2 months showed peak values for large ships at the entrance to Manzanillo Bay (Fig. 4).

Daily time with shipping noise

The hours of the day with higher percentage of shipping noise were in the afternoon (between 1200 and 1600 hours) (Fig. 5). This tendency was observed for most months, with clear peaks during the autumn and winter months.

Sound pressure level

The median SPL values throughout the year were calculated considering large and small vessels combined. Median SPL was 164 dB re 1 μ Pa (range: 142–173 dB) for Santiago Bay and 157 dB re 1 μ Pa (range 142–168 dB) for the entrance to Manzanillo Bay, which indicates a sound pressure value

sonido más común y se define de acuerdo con ANSI (1994) como sigue:

$$\text{SPL} = 10 \log_{10} \left(\frac{\overline{P}^2}{P_{\text{ref}}^2} \right) = 20 \log_{10} \left(\frac{\overline{P}}{P_{\text{ref}}} \right), \quad (2)$$

donde \overline{P} es el valor RMS de la presión sonora. La presión de referencia estándar (P_{ref}) es 1 μ Pa en agua y 20 μ Pa en aire.

La presión sonora RMS es la raíz de la media cuadrática de la presión sonora definida por ANSI (1994):

$$\overline{P} = \sqrt{\frac{1}{T} \int_0^T p^2(t) dt}, \quad (3)$$

donde T es el periodo de análisis, p es la presión instantánea y t es el tiempo. Los valores se calcularon considerando la sensibilidad del hidrófono y la ganancia del amplificador para cada grabación. Se decidió calcular el RMS SPL porque es la medida más viable para reportar la contaminación acústica durante estudios de monitoreo acústico pasivo (Möser y Barros 2009). Los valores se calcularon por mes y categoría de barco para cada sitio.

Las estaciones se definieron en grupos de 3 meses: otoño (septiembre, octubre y noviembre), invierno (diciembre, enero y febrero), primavera (marzo, abril, y mayo) y verano (junio, julio y agosto). Desafortunadamente, se perdieron grabaciones de diciembre en la bahía de Santiago y de febrero, mayo y julio en la entrada a la bahía de Manzanillo debido a fallas en el equipo.

RESULTADOS

Catálogo de embarcaciones y grabaciones

Los tipos de embarcaciones encontradas durante los avistamientos visuales incluyeron barcos de contenedores y de gas/petróleo, graneleros, atuneros, barcos de la marina, catamaranes y pequeños barcos de pesca/turísticos con motores fuera de borda. Este resultado apoya la hipótesis de que tanto las actividades relacionadas con el puerto comercial como las turísticas son predominantes. Según el contenido en frecuencia, los barcos se clasificaron en 2 categorías generales: barcos grandes y embarcaciones pequeñas. Los primeros tenían una banda predominante entre 50–220 Hz, mientras que los últimos se distinguieron mejor en la banda de 290–500 Hz. Sin embargo, es importante destacar que la contribución del ruido de las embarcaciones se extendió a frecuencias más altas que los rangos diagnósticos (Fig. 2).

Presencia mensual de ruido de embarcaciones

A lo largo del año, el ruido de embarcaciones estuvo presente en un porcentaje significativamente mayor de tiempo en la bahía de Santiago en comparación con la entrada a la bahía de Manzanillo (prueba de

more than twice (2.238) as high in Santiago Bay than at the entrance to Manzanillo Bay.

SPL value ranges throughout the year overlapped for most months in both locations (Fig. 6). However, the values found during autumn and winter were relatively higher than those in the other seasons. Moreover, for all situations, Santiago Bay showed higher SPL median values than the entrance to Manzanillo Bay. It is worth noting that during the winter months, humpback whale songs were detected along with shipping noise, indicating a possible important overlap (Fig. 7).

DISCUSSION

The Santiago–Manzanillo bay complex is an important international port and a popular resort area for national and international tourism (Silva-Iñiguez et al. 2007, Conde-Pérez et al. 2013, SCT 2014). It is also part of the north-eastern Pacific, and it is relatively close to the Mesoamerican Biological Corridor, a multinational conservation area with a rich and diverse ecosystem that harbors invertebrates, fish, birds, and cetaceans (González-Sanson et al. 1997, Landa-Jaime et al. 1997, Arciniega-Flores et al. 1998, Miller et al. 2001, Holland 2012, Ortega-Ortiz et al. 2013). The constant flux of ships detected in the area is consistent with the activities happening at the Santiago Bay resort area and the

Mann-Whitney-Wilcoxon: $W = 17$, $P = 0.012$), con una diferencia más notable durante los meses de verano. Sin embargo, la presencia de ruido de embarcaciones fue relativamente constante en ambos sitios, con barcos detectados a una mediana del 81.8% del tiempo en la bahía de Santiago y 46.6% en la entrada a la bahía de Manzanillo. El valor máximo fue del 90.3% para la bahía de Santiago en mayo y del 83.6% para la entrada a la bahía de Manzanillo en abril. Desde finales de la primavera hasta principios del otoño fue el periodo con un porcentaje relativamente más alto de ruido de embarcaciones (Fig. 3).

Las embarcaciones pequeñas se detectaron con mayor frecuencia en la bahía de Santiago, mientras que los barcos grandes se detectaron en ambos sitios. Se encontraron los valores porcentuales máximos en septiembre y abril para embarcaciones pequeñas en la bahía de Santiago, y esos 2 mismos meses mostraron valores máximos para barcos grandes en la entrada a la bahía de Manzanillo (Fig. 4).

Horas del día con ruido de embarcaciones

Las horas del día con mayor porcentaje de ruido de embarcaciones fueron en la tarde (de 1200 a 1600 horas) (Fig. 5). Esta tendencia fue observada en la mayoría de los meses muestreados, con picos claros durante los meses de otoño e invierno.

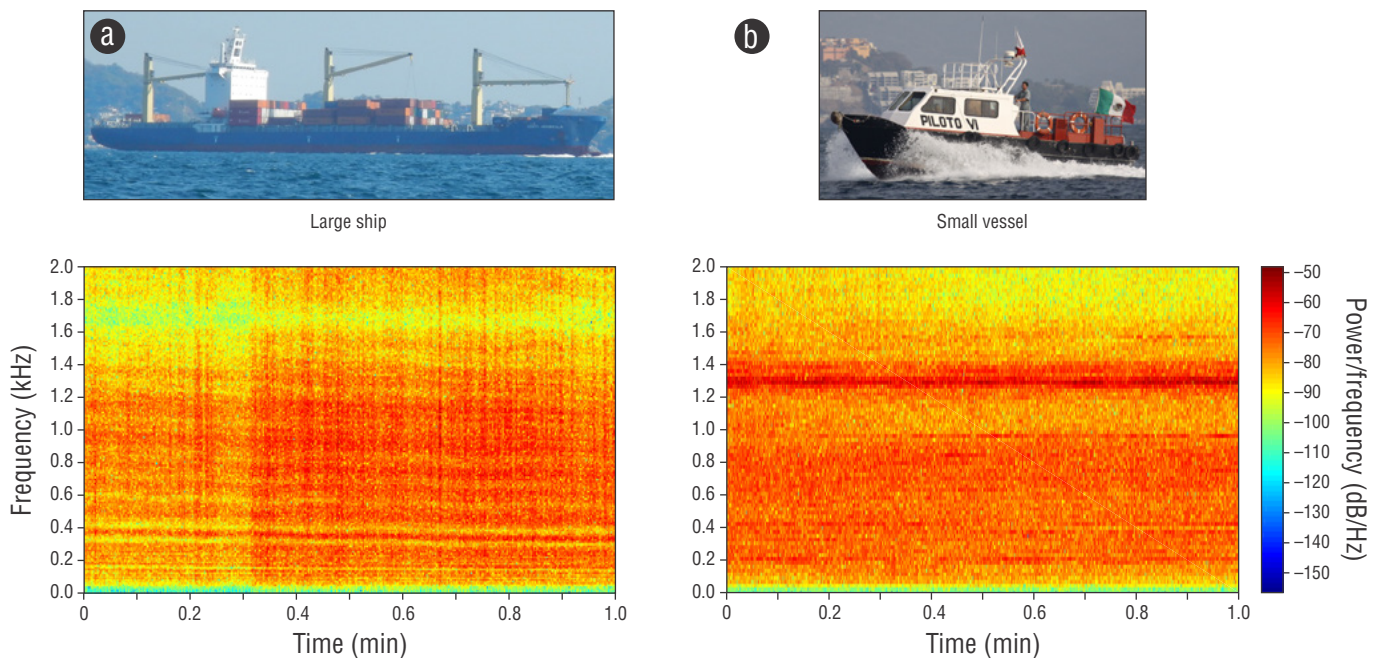


Figure 2. Examples of sound contribution from a large ship (a) and a small vessel (b) showing the image and spectrogram (Hamming window size 8,194, 50% overlap).

Figura 2. Ejemplos de la contribución de sonido de una embarcación grande (a) y una embarcación pequeña (b) que muestran la imagen y el espectrograma (ventana Hamming de tamaño 8,194, 50% de traslape).

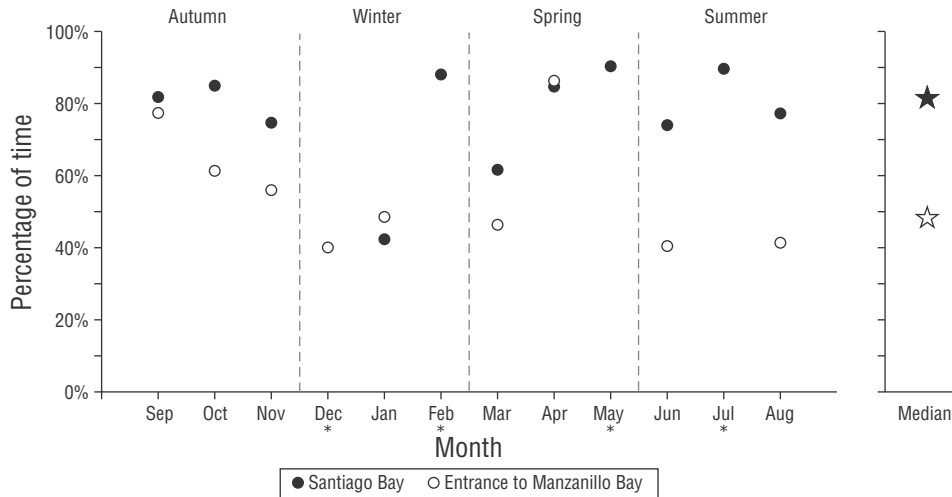


Figure 3. Percentage of time with total shipping noise divided by season. Santiago Bay (filled) and entrance to Manzanillo Bay (void). Months without data available for at least one of the sites are marked with an asterisk. Median values are shown at the right end with stars.

Figura 3. Porcentaje de tiempo total con ruido de tránsito marítimo dividido por estación. Bahía de Santiago (marcadores rellenos) y la entrada a la bahía de Manzanillo (marcadores vacíos). Los meses sin datos disponibles para al menos uno de los sitios están marcados con un asterisco. Los valores de mediana se muestran en el extremo derecho de la figura con estrellas.

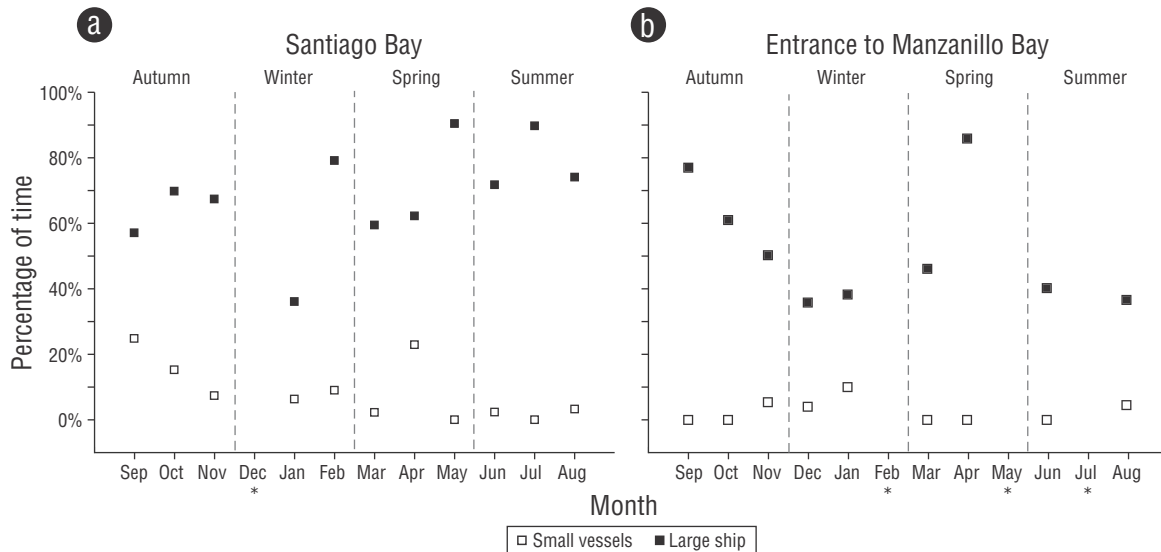


Figure 4. Percentage of time with shipping noise in Santiago Bay (a) and the entrance to Manzanillo Bay (b), across the year and by ship size. Large ships (filled) and small vessels (void). Note that small vessels were not detected (0%) for May and July in Santiago Bay and for September, October, March, April, and June at the entrance to Manzanillo Bay. Months without data available are marked with an asterisk.

Figura 4. Porcentaje de tiempo con ruido de tránsito marítimo en la bahía de Santiago (a) y la entrada a la bahía de Manzanillo (b), a lo largo del año y por tamaño de embarcación. Embarcaciones grandes (marcadores rellenos) y embarcaciones pequeñas (marcadores vacíos). Nótese que, para mayo y julio en la bahía de Santiago y septiembre, octubre, marzo, abril y junio en la entrada a la bahía de Manzanillo, no se detectaron embarcaciones pequeñas (0%). Los meses sin datos disponibles están marcados con un asterisco.

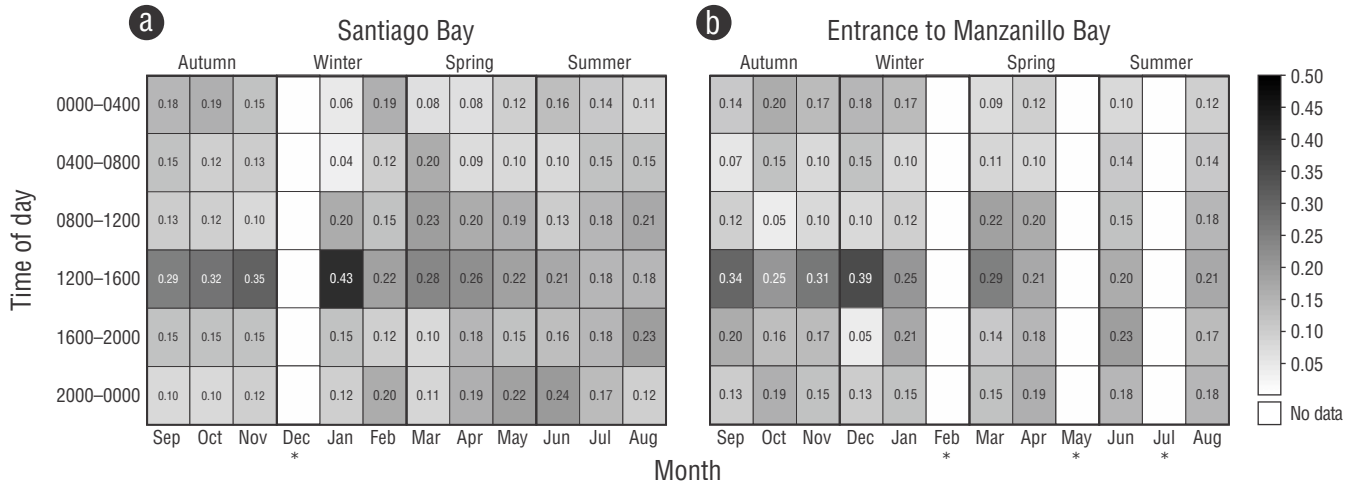


Figure 5. Heatmaps showing the percentage of shipping noise for both stations. Color-bar goes from 0.00 (0% lightest) to 0.50 (50% darkest) of the time in each slot. Each row represents a 4-h section of the day, and each column a month. The afternoon (1200 to 1600) was the time with higher percentage of shipping noise across the year, while autumn (September, October, and November) and winter (December, January, and February) were the seasons with relatively higher percentages. Months without data available are marked with an asterisk.

Figura 5. Visualización de mapas de calor que muestran el porcentaje de ruido de embarcaciones para ambas estaciones. La barra de colores va de 0.00 (0% más claro) a 0.50 (50% más oscuro) del tiempo en cada celda. Cada fila representa una sección de 4 h del día, y cada columna, un mes. La tarde (1200 a 1600) fue el momento con mayor porcentaje de ruido de embarcaciones durante todo el año, mientras que otoño (septiembre, octubre y noviembre) e invierno (diciembre, enero y febrero) fueron las estaciones con relativamente mayor porcentaje. Los meses sin datos disponibles están marcados con un asterisco.

Manzanillo commercial port at the entrance to the bay. In Santiago Bay, vessel noise was present 81.8% of the time, and this accounted for noise from small vessels associated with tourism activities and an outstanding contribution of noise from large vessels anchored or maneuvering in the area. The entrance to Manzanillo Bay, despite being the commercial port site, showed a lower proportion (48.6% of the time) of vessel noise than Santiago Bay, as there was lower contribution of small-vessel noise from tourism activities.

Anthropogenic noise has been acknowledged as an important stressor to cetaceans (Wright et al. 2007). The high percentage of time with constant shipping noise year-round found in this study could be affecting the fitness of dolphin resident species inhabiting the coastal area and the migratory baleen whale species that can be found in the whole bay complex during the winter–spring breeding season (Urbán and Aguayo 1987, Calambokidis et al. 2001). This is specially concerning for migratory species considering that the maximum percentages of time with shipping noise occurred in spring. The higher detection of overall shipping during late spring and summer in Santiago Bay (Fig. 3), compared to the entrance to Manzanillo Bay, might be related to the high tourism season (SECTUR 2014). The afternoon was the most active shipping period (Fig. 5), confirming leisure activities occurring in the afternoon. Daylight hours, on the other hand, are likely the most active for the port (González-Alatorre and Conde-Pérez 2011, SCT 2014).

High noise levels can be harmful to biodiversity in an area, from masking communication signals to

Nivel de presión sonora

Se calcularon los valores de la mediana del SPL del año considerando los barcos grandes y pequeños combinados. El valor de la mediana del SPL fue 164 dB re 1 μ Pa (rango: 142–173 dB) para la bahía de Santiago y 157 dB re 1 μ Pa (rango 142–168 dB) para la entrada a la bahía de Manzanillo, lo que significa un valor de presión sonora de más del doble (2.238) en la bahía de Santiago que en la entrada a la bahía de Manzanillo.

Los rangos de los valores del SPL a lo largo del año se traslaparon para la mayoría de los meses en ambas ubicaciones (Fig. 6). Sin embargo, los valores encontrados durante el otoño y el invierno fueron relativamente más altos que aquellos encontrados en las otras temporadas. Además, para todas las situaciones, la bahía de Santiago mostró valores más altos de la mediana del SPL que la entrada a la bahía de Manzanillo. Cabe mencionar que, durante los meses de invierno, se detectaron cantos de ballenas jorobadas junto con el ruido del tránsito marítimo, lo que indica un posible traslape importante (Fig. 7).

DISCUSIÓN

El complejo de bahías Santiago-Manzanillo funciona como un importante puerto internacional y una zona popular para el turismo nacional e internacional (Silva-Iñiguez et al. 2007, Conde-Pérez et al. 2013, SCT 2014). Es, además, parte del Pacífico nororiental, y está relativamente cerca

causing physiological damage in adult and larval stages, depending on the source and exposure time (Richardson et al. 1995, Aguilar de Soto et al. 2013, Jain-Schlaepfer et al. 2018). Santiago Bay had a higher SPL median value (164 dB re 1 μ Pa) than the entrance of Manzanillo Bay (157 dB re 1 μ Pa). Small vessels are used for tourism activities and local fishing remain in the Santiago Bay vicinity, but large ships either go directly to the Manzanillo commercial port at the entrance or linger near Santiago Bay while waiting for access to the commercial port, contributing additionally to higher SPL values in Santiago Bay. The entrance

del Corredor Biológico Mesoamericano, un área de conservación multinacional que representa un ecosistema rico y diverso que incluye invertebrados, peces, aves y cetáceos (González-Sanson et al. 1997, Landa-Jaime et al. 1997, Arciniega-Flores et al. 1998, Miller et al. 2001, Holland 2012, Ortega-Ortiz et al. 2013). El flujo constante de barcos detectado en la zona es consistente con las actividades de la zona turística de la bahía de Santiago y el puerto comercial de Manzanillo en la entrada a la bahía. En la bahía de Santiago, el ruido de embarcaciones estuvo presente el 81.8% del tiempo, dada la presencia de embarcaciones pequeñas

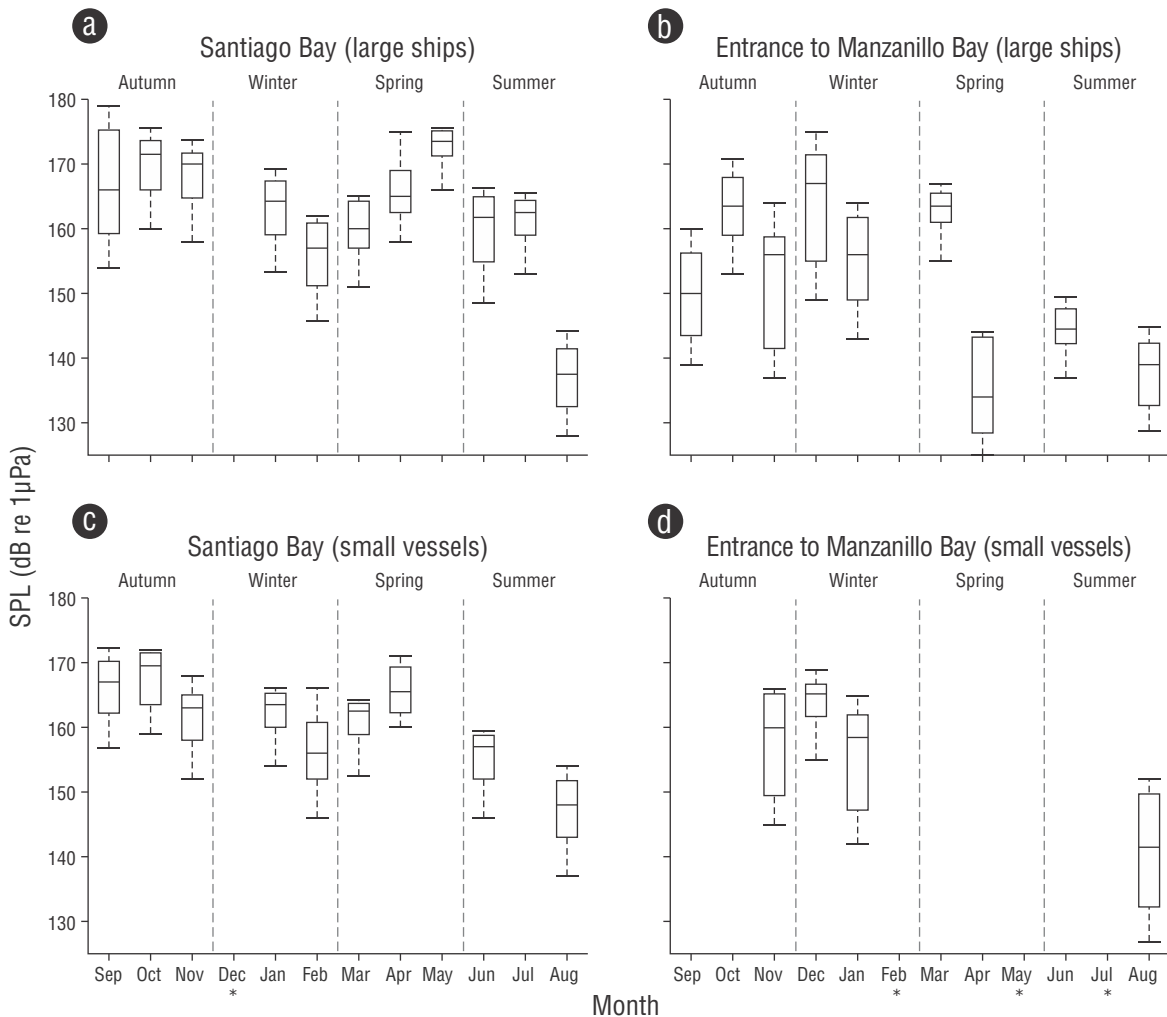


Figure 6. Sound pressure level (SPL) by month at each recording station. Median (central line) and quartiles (25th and 75th) are shown, with whiskers indicating maximum and minimum values for each month. Santiago Bay (a, c) and the entrance to Manzanillo Bay (b, d). Large ships at the top and small vessels at the bottom. Note that small vessels were not detected for May and July in Santiago Bay and for September, October, March, April, and June at the entrance to Manzanillo Bay; hence, SPL was not calculated. Months without data available are marked with an asterisk.

Figura 6. Nivel de presión sonora (SPL) por mes en cada estación de grabación. La mediana (línea central) y los cuartiles (25° y 75°) se muestran con diagrama de caja, y los bigotes que indican los valores máximos y mínimos para cada mes. Bahía de Santiago (a, c) y la entrada a la bahía de Manzanillo (b, d). Embarcaciones grandes en la parte superior y embarcaciones pequeñas en la parte inferior. Nótese que, para mayo y julio en la bahía de Santiago, y septiembre, octubre, marzo, abril y junio en la entrada a la bahía de Manzanillo, no se detectaron embarcaciones pequeñas; por lo tanto, no se calculó el SPL. Los meses sin datos disponibles están marcados con un asterisco.

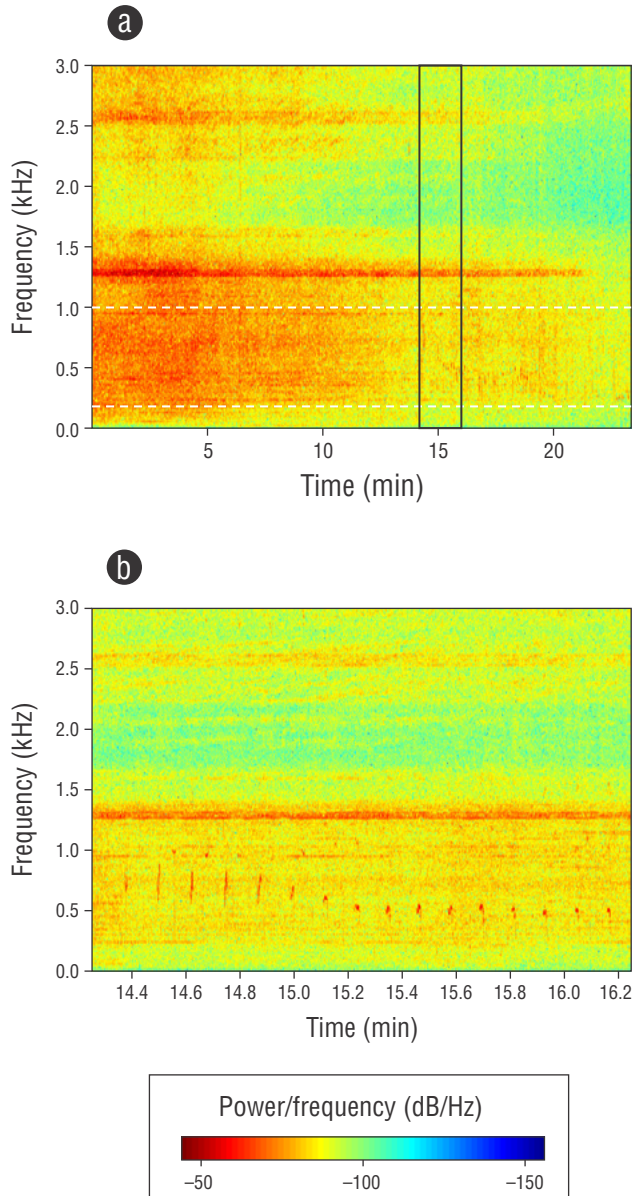


Figure 7. (a) Shipping noise (small vessel category) and humpback whale vocalizations (between the dotted white lines) as detected by the recording system in Santiago Bay. The noise contribution from the boat overlaps the frequency range for the humpback whale vocalizations (spectrogram: Hamming window size 8,192, 80% overlap). (b) Zoom of a section (black box) of humpback whale song with some boat noise in the background (spectrogram: Hamming window size 8,192, 80% overlap).

Figura 7. (a) El ruido de tránsito marítimo (categoría de embarcaciones pequeñas) y el canto de ballena jorobada (entre las líneas blancas punteadas) tal como fueron detectados por el sistema de registro de la bahía de Santiago. La contribución de ruido del barco se traslapa con el rango de frecuencia de las vocalizaciones de la ballena jorobada (espectrograma: ventana Hamming de tamaño 8,192, 80% de traslape). (b) Acercamiento de una sección (recuadro negro) del canto de una ballena jorobada con algo de ruido de embarcación de fondo (espectrograma: ventana Hamming de tamaño 8,192, 80% de traslape).

asociadas a actividades turísticas y una contribución destacada del ruido de las grandes embarcaciones que estaban fondeadas o maniobrando en la zona. La entrada a la bahía de Manzanillo, a pesar de su cercanía con el puerto comercial, presentó menor proporción de ruido de barcos (48.6% del tiempo), ya que hubo menor contribución de ruido de embarcaciones pequeñas por actividades turísticas.

Se ha afirmado que el ruido antropogénico es un factor de estrés importante para los cetáceos (Wright et al. 2007). El porcentaje alto de tiempo con constante ruido de embarcaciones durante todo el año encontrado en este estudio podría estar afectando la aptitud física de las especies de delfines residentes que habitan la zona costera y las especies migratorias de ballenas barbadas que se pueden encontrar en todo el complejo de la bahía durante la temporada de reproducción de invierno-primavera (Urbán y Aguayo 1987, Calambokidis et al. 2001). Esto es de especial preocupación para las especies migratorias considerando que los porcentajes máximos de tiempo con ruido de embarcaciones se encontraron en primavera. La mayor detección de todo el tránsito marítimo durante finales de la primavera y el verano en la bahía de Santiago (Fig. 3), en comparación con la entrada a la bahía de Manzanillo, podría estar relacionada con la temporada alta de turismo (SECTUR 2014). La tarde fue el tiempo de detección de embarcaciones más activo (Fig. 5), lo que confirma las actividades de ocio ocurridas en dicho lapso del día. Por otro lado, las horas de luz, probablemente, son las más activas para el puerto (González-Alatorre y Conde-Pérez 2011, SCT 2014).

Los altos niveles de ruido pueden ser dañinos para la biodiversidad en un área, lo que puede ir desde el enmascaramiento de las señales de comunicación hasta daños fisiológicos en adultos y estadios larvales, dependiendo de la fuente y el tiempo de exposición (Richardson et al. 1995, Aguilar de Soto et al. 2013, Jain-Schlaepfer et al. 2018). El valor de la mediana del SPL fue más alto en la bahía de Santiago (164 dB re 1 μ Pa) que en la entrada a la bahía de Manzanillo (157 dB re 1 μ Pa). Los barcos pequeños que se utilizan en actividades turísticas y en la pesca local permanecen alrededor de la bahía de Santiago, mientras que los barcos grandes van directamente al puerto comercial de Manzanillo en la entrada o pasan algún tiempo cerca de la bahía de Santiago mientras esperan el acceso al puerto comercial, lo que contribuyó adicionalmente a los valores de SPL más altos en la bahía de Santiago. La entrada a la bahía de Manzanillo mostró un SPL más bajo pero constante (130–140 dB re 1 μ Pa) durante todo el año, ya que esta área es la ruta principal al puerto comercial y hay menos embarcaciones pequeñas en el área (Fig. 6). Esta situación puede ser problemática para la subpoblación de ballena jorobada del Pacífico nororiental que llega a la costa continental de México para aparearse y parir durante los meses de invierno-primavera (Urbán y Aguayo 1987, Urbán et al. 2000, Calambokidis et al. 2001). Los machos de ballena jorobada producen un canto complejo para competir con

to Manzanillo Bay showed a lower but constant SPL (130–140 dB re 1 μ Pa) throughout the year, as it is the main route to the commercial port and there are less small vessels in the area (Fig. 6). This situation can be problematic for the northeastern Pacific humpback whale subpopulation that arrives at the Mexican continental coast to mate and to give birth during the winter–spring months (Urbán and Aguayo 1987, Urbán et al. 2000, Calambokidis et al. 2001). Male humpback whales produce a complex song when competing with other males for access to females and when marking dominance or territoriality (Winn and Winn 1978, Payne et al. 1983, Payne and Payne 1985, Darling et al. 2006). In this study songs were detected during the sampling period (Fig. 7), with the frequency range overlapping with most of the shipping noise contribution to the ambient soundscape. Frequencies from coastal traffic and large ships travel far across the bay. Shipping noise disturbs male humpback whales singing (Norris 1995, Nowacek et al. 2007, Clark et al. 2009, Tsujii et al. 2018). Therefore, these songs might get disrupted considering that autumn and winter were found to be the seasons with the highest SPL values (Fig. 6), even when fewer ships were counted (Fig. 3).

The winter months showed the highest median SPL (160–170 dB re 1 μ Pa) in the Santiago Bay area, which could be associated with the peak holiday season for beach resorts in Mexico. It is important to consider this for coastal dolphin species, which are more likely to interact in Santiago Bay and could be surrounded by small tourist vessels reaching high frequencies that can potentially mask and disturb the animals during the tourist season. Unfortunately, the shortage of samples during the winter months might not reflect our assumption of Santiago Bay being an area of constant use (Fig. 4), but it can be reasonably inferred that boat presence would not necessarily decrease compared to the rest of the months and that noise activity at the entrance to Manzanillo Bay would continue in the winter.

Similar SPL values have been found in semi-enclosed bays in other countries considered to be important commercial areas, like Southold Bay in New York (Samuel et al. 2005, Simard et al. 2008) and Massachusetts Bay (Merchant et al. 2015), where the tendency to increase shipping capacity is a current issue. This trend is also occurring in the Santiago–Manzanillo bay complex, which contains the largest commercial port in Mexico. Therefore, ongoing monitoring could improve management of noise pollution caused by shipping in the area.

Final considerations

Large ships were detected at both Santiago Bay and the entrance to Manzanillo Bay, while small vessels were more commonly detected in Santiago Bay. Large ships were the most abundant, which was to be expected for the Manzanillo commercial port, as it is a port for international cargo entrance and delivery. Shipping noise is constant year-round

otros machos por el acceso a las hembras y para marcar dominancia o territorialidad (Winn y Winn 1978, Payne et al. 1983, Payne y Payne 1985, Darling et al. 2006). En este estudio, se detectaron canciones durante el periodo de muestreo (Fig. 7), con rangos de frecuencias traslapados con la mayor parte de la contribución del ruido de embarcaciones en el paisaje sonoro ambiental. Las frecuencias del tráfico costero y las grandes embarcaciones viajan lejos a través de la bahía. El ruido del tránsito marítimo perturba la actividad de canto de los machos de ballena jorobada (Norris 1995, Nowacek et al. 2007, Clark et al. 2009, Tsujii et al. 2018). Por lo tanto, estos cantos podrían verse interrumpidos si se considera que el otoño y el invierno fueron las estaciones con valores de SPL más altos (Fig. 6), incluso cuando menos barcos se contabilizaron (Fig. 3).

Los meses de invierno mostraron la mediana del SPL más alta (160–170 dB re 1 μ Pa) en el área de la bahía de Santiago, lo que podría estar relacionado con el pico de la temporada de vacaciones para los hoteles de playa en México. Es importante considerar esto para las especies de delfines costeros, los cuales pueden ser más propensos a interactuar en la bahía de Santiago y podrían estar rodeados de embarcaciones turísticas pequeñas que alcanzan frecuencias altas que potencialmente pueden enmascarar y perturbar a los animales durante la temporada turística. Desafortunadamente, la falta de muestras durante los meses de invierno podría no reflejar nuestra suposición de un uso constante del área de Santiago (Fig. 4), pero se puede inferir razonablemente que la presencia de botes no necesariamente disminuiría en comparación con el resto de los meses y que la actividad de ruido en la entrada a la bahía de Manzanillo en invierno continuaría.

Se han encontrado valores del SPL similares en bahías semicerradas en otros países considerados áreas comerciales importantes, como la bahía de Southold en Nueva York (Samuel et al. 2005, Simard et al. 2008) y la bahía de Massachusetts (Merchant et al. 2015), donde la tendencia al aumento de la capacidad de tránsito es un problema actual. Esta tendencia también está ocurriendo en el complejo de bahías Santiago-Manzanillo, que contiene el puerto comercial más grande de México. Por ello, un monitoreo continuo podría mejorar la gestión de la contaminación acústica provocada por el transporte marítimo en la zona.

Consideraciones finales

Se detectaron barcos grandes tanto en la bahía de Santiago como en la entrada a la bahía de Manzanillo, mientras que los barcos pequeños se detectaron con mayor frecuencia en la bahía de Santiago. Los barcos grandes predominaron, lo que era de esperarse para el puerto comercial de Manzanillo, que es un puerto internacional de entrada y entrega de carga. El ruido del transporte marítimo es constante durante todo el año en niveles considerados altos y similares a niveles en otros puertos del mundo (Samuel et al. 2005, Simard et al.

at range levels considered high or similar to levels at other ports in the world (Samuel et al. 2005, Simard et al. 2008, Merchant et al. 2015). In addition, unmanaged and unorganized coastal development can increase anthropogenic noise in the ocean. This takes relevance when considering effective management of biodiversity in the area that can be affected by vessel noise. Therefore, with this bay complex being an important port for the country and a common corridor for migratory species, future studies should be carried out to evaluate the possible direct and indirect effects of shipping noise on local marine fauna in order to find the possible mitigation actions to protect natural resources and to continue to use this important international connection by sea. In addition, measurement of particle motion contribution, and not just sound pressure, would give a more complete picture of noise effects in the ocean and help achieve better mitigation systems, allowing for human development in a sustainable way and the establishment of appropriate regulations in benefit of the environment.

ACKNOWLEDGMENTS

Funding for this study was provided by the Universidad de Colima (UdeC) through the project Fondo Ramón Álvarez Buya de Aldana (FRABA). The authors thank the Facultad de Ciencias Marinas and Centro de Investigaciones Oceanológicas at UdeC for logistical support during data collection. We are also grateful to the boat captain, Oscar Enciso, and the volunteers and students from Grupo Universitario de Investigación de Mamíferos Marinos at UdeC for their assistance in the field, and to Michael V Cordoba for English editorial services.

REFERENCES

- Aguilar de Soto N, Delorme N, Atkins J, Howard S, Williams J, Johnson M. 2013. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Sci Rep.* 3:2831. <https://doi.org/10.1038/srep02831>
- [ANSI] American National Standards Institute. 1994. *Acoustic Terminology*, ANSI S1.1-1994. New York (NY): Acoustical Society of America. 58 p.
- Arciniega-Flores J, Landa-Jaime V, González-Sansón G. 1998. Distribución y abundancia de los crustáceos estomatópodos de fondos blandos en las costas de Jalisco y Colima, México = Distribution and abundance of soft-bottom stomatopod crustaceans off the coast of Jalisco and Colima, Mexico. *Cienc Mar.* 24(2):169–181. <https://doi.org/10.7773/cm.v24i2.747>
- Calambokidis J, Steiger GH, Straley JM, Herman LM, Cerchio S, Salden DR, Urban RJ, Jacobsen JK, von Ziegesar O, Balcomb KC, et al. 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. *Mar Mamm Sci.* 17(4):769–794. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2001.tb01298.x>
- Castellote M, Clark CW, Lammers MO. 2012. Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol Cons.* 147(1):115–122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.021>
- Clark CW, Ellison WT, Southall BL, Hatch L, Van Parijs SM, Frankel A, Ponirakis D. 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implications. *Mar Ecol Prog Ser.* 395:201–222. <https://doi.org/10.3354/meps08402>
- Conde-Pérez EM, Amaya-Molinar CM, González-Alatorre EA. 2013. Factores que influyen en el comportamiento del consumidor turista: el caso de Manzanillo, México = Factors influencing consumer-tourist behavior: the case of Manzanillo, Mexico. *Teoría y Praxis.* [accessed 2020 Aug 13]; 14:109–139. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=456145104006>
- Darling JD, Jones ME, Nicklin CP. 2006. Humpback whale songs: Do they organize males during the breeding season? *Behaviour.* 143(9):1051–1101. <https://doi.org/10.1163/156853906778607381>
- DeKeling RPA, Tasker ML, Van der Graaf AJ, Ainslie MA, Andersson MH, André MM, Borsani JF, Brensing K, Castellote M, Cronin D, et al. 2014. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II: Monitoring Guidance Specifications. A guidance document within the Common

- Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive by MSFD Technical Subgroup on Underwater Noise. JRC Scientific and Policy Report EUR 26555 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 45 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2016 Dec 9. Disposiciones administrativas de carácter general que establecen los Lineamientos en materia de Seguridad Industrial, Seguridad Operativa y Protección al Medio Ambiente para realizar las actividades de Reconocimiento y Exploración Superficial, Exploración y Extracción de Hidrocarburos, Art. 28-46. Mexico City: Secretaría de Gobernación.
- Evans P. 2000. Habitat pressures. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals*. USA: Academic Press. p. 545–548.
- González-Alatorre EA, Conde-Pérez EM. 2011. Procedimiento para medir la demanda turística en un destino = Procedure to measure tourism demand in a destination. *Revista de Investigación en turismo y desarrollo local*. 4(11):1–25.
- González-Sansón G, Aguilar-Palomino B, Arciniega-Flores J, García de Quevedo-Machain R, Godínez-Domínguez E, Landa-Jaime V, Mariscal-Romero J, Michel-Morfin JE, Saucedo-Lozano M. 1997. Variación espacial de la abundancia de la fauna de fondos blandos en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México (Primavera 1995) = Spatial variation of the abundance of the soft-bottom fauna on the continental shelf off Jalisco and Colima, Mexico (Spring 1995). *Cienc Mar*. 23(1):93–110. <https://doi.org/10.7773/cm.v23i1.774>
- Hatch LT, Wright AJ. 2007. A brief review of anthropogenic sound in the oceans. *Int J Comp Psychol*. [accessed 2020 Aug 13]; 20(2):121–133. <https://escholarship.org/uc/item/5c6js4r9>
- Holland MB. 2012. Mesoamerican biological corridor. In: Hilty JA, Chester C, Cross M (eds.), *Climate and Conservation*. Washington DC: Island Press. p. 56–66.
- [IMO] International Maritime Organization. 2009. Noise from commercial shipping and its adverse impacts on marine life. London (UK): IMO. 11 p. Marine Environment Protection Committee (MEPC) 59/19: IMO.
- Jain-Schlaepfer S, Fakan E, Rummer JL, Simpson SD, McCormick MI. 2018. Impact of motorboats on fish embryos depends on engine type. *Conserv Physiol*. 6(1):1–9. <https://doi.org/10.1093/conphys/coy014>
- Kaplan MB, Solomon S. 2016. A coming boom in commercial shipping? The potential for rapid growth of noise from commercial ships by 2030. *Mar Policy*. 73:119–121. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.07.024>
- Landa-Jaime V, Arciniega-Flores J, García de Quevedo-Machain J, Michel-Morfin JE, González-Sansón G. 1997. Crustáceos decápodos y estomatópodos de fondos blandos de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México = Soft-bottom decapod and stomatopod crustaceans of the continental shelf off Jalisco and Colima, Mexico. *Cienc Mar*. 23(4):403–417. <https://doi.org/10.7773/cm.v23i4.829>
- Mann HB, Whitney DR. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann Math Statist*. 18(1):50–60. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>
- Martin SB, Lucke K, Barclay DR. 2020. Techniques for distinguishing between impulsive and non-impulsive sound in the context of regulating sound exposure for marine mammals. *J Acoust Soc Am*. 147(4):2159–2176. <https://doi.org/10.1121/10.0000971>
- Merchant ND, Blondel P, Dakin DT, Dorocicz J. 2012. Averaging underwater noise levels for environmental assessment of shipping. *J Acoust Soc Am*. 132(4):343–349. <https://doi.org/10.1121/1.4754429>
- Merchant ND, Fristrup KM, Johnson MP, Tyack PL, Witt MJ, Blondel P, Parks SE. 2015. Measuring acoustic habitats. *Methods Ecol Evol*. 6(3):257–265. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12330>
- Miller K, Chang E, Johnson N. 2001. Defining common ground for the Mesoamerican Biological Corridor. Washington (DC): World Resources Institute. 55 p.
- Möser M, Barros JL. 2009. Ingeniería acústica: Teoría y aplicaciones = Acoustic engineering: Theory and applications. 2nd ed. USA: Springer Science & Business Media. 518 p.
- [NMFS] National Marine Fisheries Service. 2018. 2018 Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. USA: Dept. of Commer., NOAA. 167 p. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- Norris TF. 1995. Effects of boat noise on the singing behavior of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) [MSc thesis]. [San Jose (CA)]: San Jose State University. 69 p. <https://doi.org/10.31979/etd.h5y6-b2cp>
- Nowacek DP, Thorne LH, Johnston DW, Tyack PL. 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mamm Rev*. 37(2):81–115. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00104.x>
- Ortega-Ortiz CD, Díaz-Torres ER, Juárez-Ruiz AE, Hernández-Dueñas MJ. 2013. Cetáceos de la costa de Jalisco, Colima y Michoacán [Cetaceans from the coast of Jalisco, Colima and Michoacan]. In: Godínez-Domínguez E, Franco-Gordo C (eds.), *Inventario de biodiversidad de la costa sur de Jalisco y Colima v2: Universidad de Guadalajara*. p. 136–146. ISBN 978-607-7768-75-3.
- Payne K, Payne R. 1985. Large scale changes over 19 years in songs of humpback whales in Bermuda. *Zeitschrift für Tierpsychologie*. 68(2):89–114. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1985.tb00118.x>
- Payne K, Tyack P, Payne R. 1983. Progressive changes in the songs of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*): A detailed analysis of two seasons in Hawaii. In: Payne R (ed.), *Communication and behavior of whales*. Boulder (CO): American Association for the Advancement of Science. p. 9–57.
- Richardson WJ, Green Jr. CR, Malme CI, Thomson DH. 1995. *Marine Mammals and Noise*. New York (NY): Academic Press. 576 p.
- Rolland RM, Parks SE, Hunt KE, Castellote M, Corkeron PJ, Nowacek DP, Wasser SK, Kraus SD. 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. *P Roy Soc B-Biol Sci*. 279(1737):2363–2368. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.2429>
- Samuel Y, Morreale SJ, Clark CW, Greene CH, Richmond ME. 2005. Underwater, low-frequency noise in a coastal sea turtle habitat. *J Acoust Soc Am*. 117(3):1465–1472. <https://doi.org/10.1121/1.1847993>
- [SCT] Secretaría de Comunicaciones y Transportes. 2014. Port Handbook: Puerto de Manzanillo 2014-2015. Mexico City (Mexico): Coordinación General de Puertos y Marina Mercante. 90 p.
- [SECTUR] Secretaría de Turismo. 2014. Estudio de competitividad turística del destino Manzanillo = Study of tourism competitiveness for Manzanillo. Agenda de competitividad de los destinos turísticos de México. Aguascalientes (Mexico): SECTUR. 405 p.
- Silva-Iñiguez L, Gutierrez-Corona GC, Perez-Lopez R, Covarrubias-Ramirez R, Lopez-Mendoza A, Lizarraga-Arciniega R. 2007. La gestión integral en playas turísticas: Herramientas para la competitividad = Integral management in tourist and beaches: Tools for competitiveness. Instituto Nacional de Ecología. *Gaceta Ecológica*. 82:77–83.

- Simard Y, Roy N, Gervaise C. 2008. Passive acoustic detection and localization of whales: Effects of shipping noise in Saguenay–St. Lawrence Marine Park. *J Acoust Soc Am.* 123(6):4109–4117. <https://doi.org/10.1121/1.2912453>
- Tsujii K, Akamatsu T, Okamoto R, Mori K, Mitani Y, Umeda N. 2018. Change in singing behavior of humpback whales caused by shipping noise. *PLoS One.* 13(10):e0204112. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204112>
- Urbán-Ramírez J, Aguayo LA. 1987. Spatial and seasonal distribution of the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in the Mexican Pacific. *Mar Mamm Sci.* 3(4):333–344. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1987.tb00320.x>
- Urbán RJ, Jaramillo LA, Aguayo LA, Ladrón de Guevara PP, Salinas ZM, Alvarez FC, Medrano GL, Jacobsen JK, Balcomb KC, Claridge DE, et al. 2000. Migratory destinations of humpback whales wintering in the Mexican Pacific. *J Cetacean Res Manag.* 2(2):101–110.
- Wade L, Whitehead H, Weilgart L. 2010. Conflict of interest in research on anthropogenic noise and marine mammals: Does funding bias conclusions? *Mar Policy.* 34(2):320–327. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2009.08.009>
- Weilgart LS. 2007a. A brief review of known effects of noise on marine mammals. *Int J Comp Psychol.* [accessed 2020 Aug 13]; 20(2):159–168. <https://escholarship.org/uc/item/11m5g19h>
- Weilgart LS. 2007b. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Can J Zool.* 85(11):1091–1116. <https://doi.org/10.1139/Z07-101>
- Winn HE, Winn LK. 1978. The song of the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the West Indies. *Mar Biol.* 47(2):97–114. <https://doi.org/10.1007/bf00395631>
- Wright AJ, Aguilar de Soto N, Baldwin AL, Bateson M, Beale CM, Clark C, Deak T, Edwards EF, Fernández A, Godinho A, et al. 2007. Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise? *Int J Comp Psychol.* [accessed 2020 Aug 13]; 20(2):274–316. <https://escholarship.org/uc/item/6t16b8gw>
- Würsig B, Richardson WJ. 2000. Effects of noise. In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals*. USA: Academic Press. p. 794–802.

*Received 19 October 2020,
accepted 16 August 2021.*