



UCSC

**FACULTAD DE
CIENCIAS**

Efecto de los ruidos de motores fuera de borda sobre el
desarrollo embrionario del erizo negro *Arbacia nigra*
(Euechinoidea: Arbaciidae)

Por

Cristhoffer Iván Rodríguez Melo

MEMORIA PARA OPTAR AL
TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO MARINO

Profesor guía: Iván Andrés Hinojosa Toledo

Profesor Co-guía: Víctor Alexander Molina Valdivia

Concepción, Chile

2024

ACTA DE CERTIFICACIÓN



UCSC

FACULTAD DE CIENCIAS

Certifico que el presente trabajo de Memoria de Título se realizó bajo mi dirección y ha sido aprobado.

Profesor guía: Iván Andres Hinojosa Toledo

Profesor Co-guía: Víctor Alexander Molina Valdivia

Declaro que el contenido de esta Memoria de Título no ha sido presentado total o parcialmente para optar a otro Título o Grado Académico.

Cristhoffer Iván Rodríguez Melo

Nota del Examen de Título: ____

Fecha de aprobación del Examen de Título:

_____ de _____ de 202__

Ministro de Fe: _____

Dedicado a mis padres...

AGRADECIMIENTOS

Quiero comenzar estos agradecimientos destacando a las personas las cuales me acogieron y guiaron a través de este último año 2024, el Dr. Iván Hinojosa Toledo y Víctor Alexander Molina. Estoy profundamente agradecido con ustedes por tomarme bajo su tutoría en uno de los peores momentos de mi vida y no dejar que me rindiera a pesar de que el mundo se venía abajo, el por ver algo que ni yo podía ver y aconsejarme e impulsarme a ser siempre mejor cada día.

También agradecer a mis profesores que me ayudaron a formarme a través de estos años, no solo como biólogo marino, sino como persona, instándome cada día a salir de un pozo el cual no parecía tener fondo para conocer este maravilloso mundo, destacar a docentes como Juan Cancino, Ricardo Otaiza, Mario George-Nascimento, Guillermo Herrera, Maribet Gamboa, Sara Rodríguez, Paola González, Paulina Medina, Florence Tellier y Alex Muñoz. Tampoco olvido a todo el personal involucrado en la facultad de ciencias como María Inés, quien siempre me brindó su apoyo en la ejecución de las actividades de la Asociación de Estudiantes de Biología de Chile, Jean Pierre, quien siempre me ofreció su ayuda, y el personal de Lenga, quienes siempre fueron muy amables y se ofrecieron a ayudarme cuando me veían.

Estos agradecimientos tampoco se podrían completar sin mencionar a mis amigos, compañeros y futuros colegas, quienes siempre estuvieron a mi lado. Gracias a su apoyo pude surgir de los peores momentos y que siempre vieron en mí algo especial, Valentín Toledo, Nicolás Valladares, Cristóbal Opazo, Benjamín Muñoz, Kenneth Palma, Oscar Bravo y Cristian Lagos.

Para casi finalizar debo agradecer a mi familia que me ha apoyado durante toda mi vida y que me impulsó a seguir siempre adelante, afrontando cada desafío que se ponía en mi camino, en especial a mis padres, los cuales han dado todo por mí.

Finalmente agradezco al proyecto N°13220197: “Underwater noise: experimental approaches for determining effects on marine life” por financiar mi Proyecto de memoria y a la Universidad Católica de la Santísima Concepción por estos maravillosos años y recuerdos los cuales siempre atesoraré.

¡¡¡¡MUCHAS GRACIAS!!!!

TABLA DE CONTENIDOS

Resumen	vi
Abstract.....	vii
Introducción.....	1
El paisaje sonoro submarino, sus categorías y un nuevo contaminante.....	1
Embarcaciones menores y lo que se sabe hasta ahora	2
<i>Arbacia nigra</i> , su distribución y ciclo de vida.....	3
Efecto del ruido antropogenico en etapas tempranas.....	4
Hipótesis	7
Hipótesis General.....	7
Hipótesis Específicas	7
Objetivos.....	8
Objetivo General.....	8
Objetivos Específicos	8
Métodos	9
Área de estudio	9
Diseño experimental	10
Análisis estadístico	15
Resultados.....	16
Desarrollo embrionario de los individuos.....	16
Porcentaje de sobrevivencia.....	18
Discusión	20
Conclusiones.....	24
Referencias bibliográficas	25

RESUMEN

En los últimos años, el incremento del tráfico marítimo ha elevado significativamente la emisión de ruido submarino, donde los motores fuera de borda (MFB) destacan como una de las principales fuentes al generar ruidos de baja (1 kHz) y alta frecuencia (>1 kHz), con intensidades variables según el tipo de motor, combustible y cavitación de la hélice. Estos ruidos tienen efectos adversos en las etapas tempranas de desarrollo de varias especies de invertebrados, pero los estudios en el Pacífico Suroriental son limitados, dejando un vacío crítico de información sobre este fenómeno. La presente memoria de título evaluó el efecto del ruido generado por MFB sobre el desarrollo embrionario y la supervivencia de *Arbacia nigra*, un equinodermo clave en la cadena trófica y el control de bosques de macroalgas en las costas chilenas. Embriones fecundados *in vitro* fueron expuestos a ruidos de 130 dB y 150 dB, observándose un impacto significativo tanto por la intensidad del ruido como por la duración de la exposición. A 150 dB, los embriones presentaron una alta mortalidad y un retraso notable en el desarrollo, mientras que a 130 dB los efectos negativos afectaron principalmente su desarrollo. Aunque no se ha determinado el mecanismo específico afectado, se sugiere la implicación de factores como la expresión génica, la regulación del calcio y el estrés fisiológico en la respuesta al ruido. Los resultados evidencian que la contaminación acústica por MFB puede alterar significativamente las etapas tempranas de desarrollo de *A. nigra*, lo que podría repercutir a nivel poblacional y en la dinámica de las comunidades bentónicas. Dado el rol crucial de estos equinodermos, mitigar el impacto del ruido submarino resulta esencial para proteger la salud de los ecosistemas costeros y asegurar la sostenibilidad de las especies marinas.

Palabras clave: etapas, paisaje sonoro, ruido antropogénico, sobrevivencia

ABSTRACT

In recent years, the increase in maritime traffic has significantly raised the emission of underwater noise, with outboard motors (OBM) standing out as one of the main sources by generating both low-frequency (1 kHz) and high-frequency (>1 kHz) sounds, with variable intensities depending on the motor type, fuel, and propeller cavitation. These noises have adverse effects on the early developmental stages of various invertebrate species, but studies in the Southeastern Pacific are limited, leaving a critical gap in understanding this phenomenon. This thesis evaluated the effect of noise generated by OBM on the embryonic development and survival of *Arbacia nigra*, a key echinoderm in the trophic chain and in the regulation of kelp forests along the Chilean coast. Embryos fertilized in vitro were exposed to noise levels of 130 dB and 150 dB, revealing a significant impact based on both noise intensity and exposure duration. At 150 dB, embryos exhibited high mortality and a notable developmental delay, while at 130 dB, negative effects primarily affected their development. Although the specific mechanism affected has not been determined, factors such as gene expression, calcium regulation, and physiological stress are suggested to play a role in the response to noise. The results demonstrate that acoustic pollution from OBM can significantly alter the early developmental stages of *A. nigra*, potentially impacting population dynamics and benthic community structure. Given the crucial role of these echinoderms, mitigating underwater noise is essential to protect the health of coastal ecosystems and ensure the sustainability of marine species.

Key words: Anthropogenic noise, Soundscape, Stages, Survival.

INTRODUCCIÓN

El paisaje sonoro submarino, sus categorías y un nuevo contaminante

Bajo el océano se percibe una infinidad de señales acústicas y ruidos provenientes de diferentes fuentes. El sonido, definido como cualquier forma de energía acústica, es fundamental en este medio (Richardson et al. 1995). A diferencia de otras señales ambientales, como la luz o las señales químicas, que se atenúan rápidamente en el agua por procesos de absorción y dispersión, el sonido se transmite de manera eficiente. Esta señal se propaga de 4 a 5 veces más rápido que en el aire, con una mínima pérdida de energía a lo largo de grandes distancias en condiciones hidrográficas favorables (Gordon & Tyack 2001; Seppänen & Nieminen 2004; Slabbekoorn et al. 2010; Urick 1983). Estas características convierten al sonido en una herramienta esencial para la comunicación submarina y la percepción del entorno, proporcionando la capacidad a organismos marinos de detectar y responder a estímulos acústicos clave en su ambiente (Solé et al. 2023).

Los paisajes sonoros submarinos se componen de una gran variedad de fuentes que pueden clasificarse en tres categorías principales: geofonías, biofonías y antropofonías. Las geofonías incluyen sonidos originados por fenómenos naturales abióticos, como el movimiento del oleaje, la actividad sísmica, las erupciones volcánicas submarinas y la lluvia, los cuales generalmente se encuentran en un rango de frecuencias bajas (Richardson et al. 1995; Wenz 1962). Por otro lado, las biofonías comprenden los sonidos producidos por organismos vivos, que son cruciales para funciones biológicas como la comunicación, el apareamiento y la defensa territorial. Un ejemplo característico son las vocalizaciones de los cetáceos, esenciales para la interacción con su entorno y otras especies (Solé et al. 2023). Por último, las antropofonías, que engloban los ruidos de las actividades humanas, como el tráfico marítimo, las exploraciones sísmicas, los motores de embarcaciones y la construcción en alta mar, las cuales se han convertido en una fuente significativa de contaminación acústica en los océanos (Avilés-Sanhueza & Hinojosa 2023; Hildebrand 2009; Redondo & Ruiz 2017; Solé et al. 2023; Williams et al. 2014). La interacción entre estas tres fuentes sonoras contribuye a la complejidad del paisaje sonoro submarino, lo que influye en su dinámica en distintas escalas temporales y espaciales (Pijanowski et al. 2011).

En general, los ruidos generados por antropofonías de baja frecuencias se caracterizan por viajar a través del agua con mínima pérdida de energía, lo que les permite propagarse a grandes distancias y permanecer en el medio ambiente durante períodos de tiempo prolongados (Redondo & Ruiz 2017; Solé et al. 2023). En las últimas décadas, la presencia de este tipo de contaminación ha incrementado significativamente, lo que ha generado alteraciones en los ambientes marinos y efectos adversos sobre la fauna marina (Duarte et al. 2021; Kunc et al. 2016).

Recientemente, se ha identificado que los ruidos generados por actividades humanas tienen efectos perjudiciales en las especies marinas, lo que ha llevado a la comunidad científica a considerar el ruido como un contaminante común y peligroso (Del Río 2023; Kunc et al. 2016; Putland et al. 2018). Este ruido antropogénico es producto de la vibración de objetos que emiten energía acústica, lo que provoca perturbaciones mecánicas que se propagan a través del agua. Estas perturbaciones causan variaciones en la presión hidrostática, medidas en decibeles (dB) y referenciadas a 1 microPascal (μPa), conocidas como niveles de presión sonora (SPL) (Bradley & Stern 2008; Urick 1983). Aunque la investigación sobre los impactos del ruido antropogénico es relativamente reciente, se ha reconocido como un factor de estrés crítico que altera los ecosistemas marinos (Solé et al. 2023).

Embarcaciones menores y lo que se sabe hasta ahora

Algunos de los ruidos generados por la actividad humana provienen del tráfico marítimo, debido a hélices, sonares y sondas de profundidad; estos generan sonidos de baja y media frecuencia (Redondo & Ruiz 2017). El tráfico marítimo se compone tanto de embarcaciones mayores (mercantes y pesqueras) y menores (embarcaciones con motor fuera de borda), donde estas últimas, según Rosales-Chapula et al. (2022), tienen un rango de frecuencia que predomina en un ancho de banda entre 290 y 500 Hz. Sin embargo, estas pueden alcanzar frecuencias mucho más bajas y muchos de estos rangos de frecuencias coinciden con las utilizadas por especies marinas para la comunicación y otras actividades biológicas (Solé et al. 2023).

En cuanto a la intensidad emitida por las embarcaciones con motores fuera de borda, estudios recientes han reportado niveles de presión sonora que varían desde 120 dB re $1\mu\text{Pa}$ (SPLrms) (Nedelec et al. 2022) hasta 160 dB re $1\mu\text{Pa}$ (SPLrms) (Molina-Valdivia et al. 2023). Estas variaciones están influenciadas por factores como el tipo de motor, la cavitación, y la

forma de la hélice (McCormick et al. 2018). Estas intensidades y frecuencias tienen el potencial de causar efectos adversos en la fisiología y ecología de los organismos marinos, impactando funciones críticas como la supervivencia, la reproducción y el metabolismo (De Soto et al. 2013; Vazzana et al. 2020; Wale et al. 2013; Wale et al. 2021).

La vulnerabilidad de los invertebrados marinos frente a este tipo de perturbación puede explicarse, en parte, por su evolución para aprovechar los paisajes sonoros submarinos como fuente de información vital (Rabin & Greene 2002; Weilgart 2018). Esto resulta particularmente preocupante dado el papel crucial que desempeñan en los ecosistemas marinos, donde funciones como el filtrado de agua, el reciclaje de nutrientes y la transferencia de carbono son esenciales para la estabilidad y biodiversidad de estos entornos (Hawkins & Popper 2017; Solé et al. 2023). Así, la contaminación acústica no solo pone en riesgo a los individuos, sino también a las comunidades y procesos ecosistémicos que dependen de ellos.

***Arbacia nigra*, su distribución y ciclo de vida**

Dentro del diverso grupo de invertebrados, la clase Echinoidea agrupa a especies herbívoras comunes, ecológicamente relevantes y eficientes en los sistemas marinos litorales a nivel global (Navarrete et al. 2008; Vance 1979). Estos organismos, con forma esférica o aplanada y simetría radial, presentan cuerpos recubiertos de espinas móviles que cumplen funciones importantes en el ecosistema (Ruppert & Barnes 1996). En la costa chilena, el equinoideo más común es *Arbacia nigra*, conocido como erizo negro, que habita principalmente en niveles mareales bajos y en aguas someras, aunque puede encontrarse hasta los 40 metros de profundidad (Navarrete et al. 2008; Larraín 1975). A diferencia de otras especies, como *Loxechinus albus*, *Arbacia nigra*, no es de interés comercial, por lo que no es explotado.

La amplia ocurrencia y abundancia de *Arbacia nigra* en los ecosistemas litorales de Chile resaltan la importancia de comprender su biología y dinámica poblacional para la conservación de estos hábitats. Uno de los aspectos fundamentales de su biología es su ciclo reproductivo, que se caracteriza por ser anual, con una breve fase de activación gonadal de un mes y un prolongado período reproductivo de al menos nueve meses (Zamora & Stotz 1993).

El desarrollo embrionario y larval de *Arbacia nigra* sigue un patrón bien documentado en equinoideos, donde los individuos, siendo dioicos y sin dimorfismo sexual, liberan sus gametos

en la columna de agua, y la fecundación ocurre externamente (Ettensohn et al. 2004; Fuentes & Barros 2000; Tasso 2013). Este proceso inicia con la singamia, que ocurre aproximadamente 5 minutos después de la liberación de los gametos (Fuentes & Barros 2000). Después de la segmentación, la mórula aparece alrededor de los 6 a 7 horas post-singamia (Fuentes & Barros 2000; Olaechea et al. 2006), y la formación de la blástula ocurre aproximadamente 20 horas después (Fuentes & Barros 2000).

A las 41 horas de desarrollo, se produce el inicio de la formación de la gástrula (Fuentes & Barros 2000). Este proceso está seguido por la invaginación que da lugar a un estado denominado prisma, el que desarrolla brazos anales y orales. La larva pluteus se forma a las 72 horas. Finalmente, la metamorfosis ocurre bajo la influencia de señales químicas ambientales que permiten a la larva asentarse y madurar hasta su forma adulta (Fuentes & Barros 2000) (Figura 1).

Efecto del ruido antropogénico en etapas tempranas

Comprender las etapas tempranas y su ecología es fundamental, ya que muchos invertebrados bentónicos dependen de las biofonías para orientarse, seleccionar hábitats y llevar a cabo su asentamiento (Hinojosa et al. 2016; Solé et al. 2023). Sin embargo, la exposición al ruido antropogénico puede alterar críticamente estos procesos (De Soto et al. 2013). Aunque los mecanismos específicos que median estos efectos aún no están completamente aclarados, se sugiere que factores como la expresión génica, la regulación del calcio y el estrés fisiológico podrían desempeñar un papel clave en las respuestas de los organismos al ruido durante su desarrollo embrionario (De Soto et al. 2013).

De Soto et al. (2013) documentaron que el ruido generado por prospecciones acústicas con pistones de aire afecta negativamente el desarrollo larvario de *Pecten novaezelandiae*, prolongando significativamente el tiempo necesario para completar las etapas larvales. Del mismo modo, estudios como los de Fields et al. (2019) y McCauley et al. (2017) han demostrado impactos adversos en larvas de otros invertebrados, como el zooplancton, afectando tanto sus capacidades físicas como sus tasas de supervivencia.

En el caso del ruido de embarcaciones, Nedelec et al. (2014) observaron que cápsulas incubadas de la especie *Stylocheilus striatus* expuestas a playbacks de ruidos de botes (110 dB

re μPa , SPLrms) mostraron alteraciones en su eclosión y desarrollo hacia la etapa de larva veliger. Estos resultados sugieren que incluso niveles moderados de ruido pueden comprometer procesos críticos en las fases tempranas de desarrollo de los organismos marinos, por lo que la necesidad de evaluar y mitigar estos impactos en los ecosistemas marinos resulta un objetivo relevante.

Los efectos del ruido antropogénico anteriormente mencionados llevan a considerar las implicaciones ecológicas más amplias que podrían surgir debido a cambios en las poblaciones de *Arbacia nigra*. Por un lado, altas abundancias de erizos pueden generar fondos blanqueados con baja diversidad debido a su intenso pastoreo (Eger et al. 2024). En la situación opuesta, una disminución significativa en sus poblaciones podría provocar un crecimiento excesivo de macroalgas. Ambos escenarios resultan en una alteración de la estructura del hábitat y podrían llevar a un desbalance trófico en el ecosistema (Navarrete et al. 2008). La ausencia de un regulador eficiente como el erizo negro no solo afectaría a las especies que dependen de él como alimento, sino que también podría comprometer la biodiversidad al modificar el equilibrio entre productores primarios y consumidores (Hereu et al. 2012; Navarrete et al. 2008; Zamora & Stotz 1993). Ambas situaciones evidencian la importancia del rol de *A. nigra* para mantener la salud y diversidad del ecosistema marino.

Bajo el escenario previamente planteado, la presente memoria de título se centra en cómo la exposición a ruidos antropogénicos, específicamente provenientes de motores fuera de borda, afecta el desarrollo embrionario y la mortalidad de los estados larvales del erizo negro, *Arbacia nigra*.

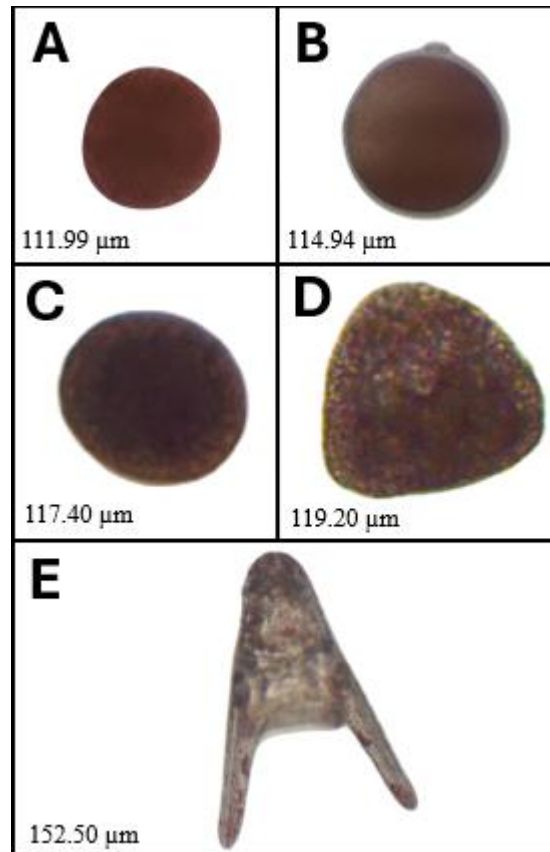


FIGURA 1:

Tiempos y etapas observadas de *Arbacia nigra* a 13° (A) Cigoto, 5 minutos. (B) Blástula, 20 horas. (C) Gástrula, 41 horas. (D) Prisma, 44 horas. (E) Pluteus, 72 horas. Medidas de los organismos extraídas de Fuentes & Barros (2000).

HIPÓTESIS

Hipótesis General

La presencia de ruido antropogénico influirá negativamente en el desarrollo embrionario de *A. nigra*.

Hipótesis Específicas

1. El desarrollo embrionario de *A. nigra* será más lento en ambientes con ruido de embarcaciones menores.
2. El porcentaje de sobrevivencia de las larvas de *A. nigra* será menor en ambientes en presencia de ruido de embarcaciones menores.

OBJETIVOS

Objetivo General

Determinar el efecto de condiciones de ruido de embarcaciones menores en el desarrollo embrionario de *A. nigra*.

Objetivos Específicos

- O1: Determinar cambios en el avance del desarrollo de embriones de *A. nigra* expuestos a dos niveles de ruido de embarcaciones menores.
- O2: Determinar cambios en la sobrevivencia de embriones de *A. nigra* expuestos a dos niveles de ruido de embarcaciones menores.

MÉTODOS

Área de estudio

No se requiere permiso de bioética para la experimentación con el erizo negro, *A. nigra*, ya que esta normativa excluye a organismos invertebrados (Rubilar & Crespi-Abril 2017). Sin embargo, debido que la inducción al desove se traduce en la muerte de los ejemplares, se utilizó el número mínimo para garantizar representatividad genética y estadística. Los erizos fueron recolectados mediante buceo de apnea en Lengua, y trasladados a la Estación de Biología Marina Abate Juan Ignacio Molina de la UCSC (36°45'39"S, 73°10'27"W), donde se llevó a cabo la totalidad del experimento. Se recolectó un total de 30 erizos. Una de las formas para determinar su sexo es mediante la inyección de cloruro de potasio (KCl), ya que estimula la contracción muscular, induciendo al desove a los organismos (Carpizo-Ituarte et al. 2005). Antes de la inducción del desove, los erizos fueron aclimatados durante tres días en condiciones controladas, con la finalidad de obtener la mejor calidad posible de gametos.

Para la recolección de gametos se utilizó una proporción de 3 machos y 3 hembras. Estos se posicionaron sobre vasos de precipitado con 10 mL de agua de mar. Mediante el uso de una jeringa de 0,5 mL, a cada ejemplar se le inyectó 0,3 mL de KCl (0.5 M) en la zona peristomial para inducir el desove. Posteriormente, tanto los espermatozoides como los ovocitos fueron transferidos tres frascos con 600 mL de agua de mar mediante pipetas Pasteur de plástico (4 mL cada uno). Las soluciones fueron agitadas suavemente para facilitar la fertilización *in vitro*. El material reproductivo se mezcló al azar para asegurar la variabilidad. Finalmente, se extrajo un total de 108 mL del material reproductivo final, que posteriormente se distribuyó en 27 bolsas herméticas, utilizando 4 mL de material por bolsa. Cada bolsa contenía 800 mL de agua de mar a temperatura ambiente (13 °C).

Diseño experimental

El experimento se llevó a cabo en un laboratorio reservado para el equipo de acústica. Los embriones se colocaron en bolsas herméticas, agrupadas en bolsas de malla (9 bolas herméticas en una bolsa de malla), y se sumergieron en estanques de cultivo de 1,2 metros de diámetro y 0,5 metros de altura. Para evitar la contaminación acústica cruzada entre los estanques, estos se montaron sobre piezas de plumavit (100 cm x 50 cm x 5 cm), a las cuales se añadió una base de 15 cm de altura, y se construyeron paredes de plumavit con un grosor de 15 cm. También se fabricaron tapas de plumavit de 5 cm de grosor para cada estanque. Para verificar la efectividad del sistema de aislamiento sonoro, se realizaron pruebas acústicas mediante la emisión de ruido blanco con un parlante sumergible (Lubell Labs LL916C - 100 PRO) y la captación del sonido mediante un hidrófono calibrado (Soundtrap ST600 HF, en un ancho de banda de 48 kHz) (Figura 2).

La temperatura de los estanques se verificó cada hora mediante un *data logger* (HOBO Pendant MX Temperature/Light Data Logger). Las bolsas de malla se mantuvieron suspendidas con la ayuda de un tubo de PVC sobre los estanques. Para asegurar una adecuada oxigenación, se realizaron recambios de agua de mar saturada en O₂ cada vez que se extraían las muestras para su análisis. En intervalos de 24, 48 y 72 horas, se seleccionaron al azar tres bolsas herméticas para su evaluación, mientras que las bolsas restantes permanecieron en el tratamiento correspondiente hasta su análisis en el momento adecuado. Esto permitió observar los efectos de los tratamientos aplicados en distintas etapas del desarrollo embrionario.

Cerca de la malla se instaló un hidrófono (Soundtrap ST600 HF), cuyo propósito fue capturar los sonidos recibidos y evaluar la efectividad de los tratamientos. A 40 cm de distancia, se posicionó un parlante sumergible (Lubell Labs LL916C - 100 PRO) para emitir diferentes intensidades de ruido según los tratamientos.

Fuentes & Barros (2000) señalan que el desarrollo embrionario de los erizos está relacionado con la temperatura, y a diferentes temperaturas estos presentan una duración estimada específica. A medida que transcurren ciertos intervalos de tiempo, los embriones de erizos negros alcanzan distintas fases de desarrollo: blástula a las 20 horas, prisma a las 48 horas y plúteus a las 72 horas. Considerando esta información, y para mantener un intervalo de tiempo igual entre cada extracción, se establecieron tiempos específicos de muestreo a las 24, 48 y 72

horas, con el propósito de evaluar las fases de desarrollo correspondientes a blástula, prisma y plúteus. Se evaluó y comparó el desarrollo embrionario de los embriones en diferentes etapas bajo dos niveles distintos de ruido, uno de 130 y otro de 150 dB re1 μ Pa, y midiendo el porcentaje de embriones que alcanzaron cada fase de desarrollo y el porcentaje de sobrevivencia en estos intervalos de tiempo.

El primer tratamiento consistió en un playback con el ruido de un motor fuera de borda en un ancho de banda de 100-1000 Hz con una intensidad de 130 dB re1 μ Pa (SPL_{RMS}) (representando un ambiente con ruido presente) a partir de las 24 horas. El segundo tratamiento tuvo las mismas condiciones, salvo por la intensidad, que fue de 150 dB re1 μ Pa (SPL_{RMS}). Los playbacks de las embarcaciones utilizados en cada tratamiento consistieron en 45 minutos de sonido ambiental y 15 minutos de ruido en las intensidades mencionadas anteriormente, en un loop continuo durante las 48 horas restantes fijadas para los tratamientos. Estos tiempos se decidieron siguiendo lo descrito por Molina-Valdivia et al. (2023), quienes establecen un promedio de horas donde era común la presencia del ruido de embarcaciones. Además, se realizó un tratamiento control, con las mismas condiciones generales y de muestreo, pero con el parlante apagado, lo que permitió comparar el desarrollo embrionario de las larvas bajo condiciones naturales frente a aquellas expuestas al estímulo acústico. Para evitar efectos de pseudoreplicación, se estableció un modelo anidado siguiendo las recomendaciones de Kroodsma et al. (2001), de modo que cada tratamiento equivalió a un playback de distintas embarcaciones con MFB en las mismas intensidades, repetido un total de cinco veces (Tabla 1).

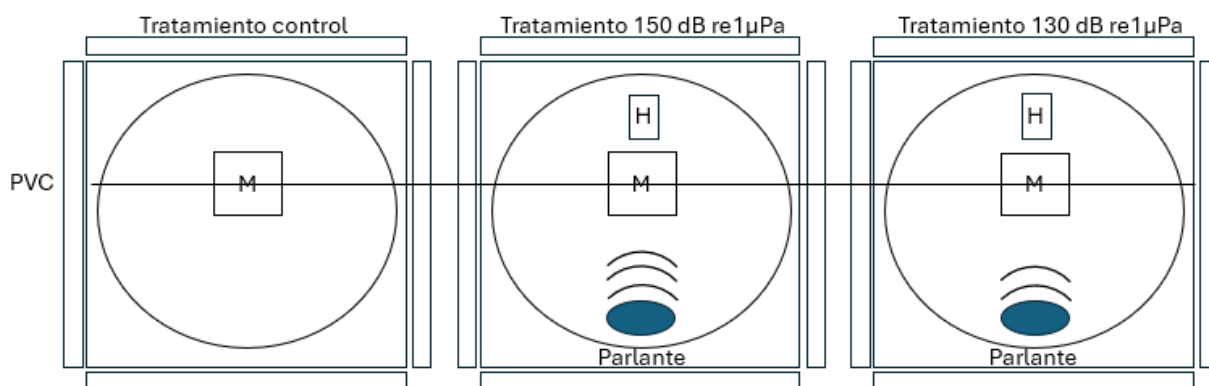


FIGURA 2:

Esquema del montaje experimental. En el fondo del estanque y cercano a la pared se colocó el parlante, el que fue utilizado para emitir los tratamientos acústicos. En el centro, se dispuso una estructura de malla que contiene las bolsas herméticas con embriones (M). A la misma distancia de las bolsas, se ubicó un hidrófono (H) para medir los niveles de ruido. Para aislar el ruido entre estanques, se usaron planchas de plumavit de 15 cm de grosor por debajo y por los costados. También se dispuso una tapa del mismo material.

TABLA 1:

Esquema del diseño experimental siguiendo las recomendaciones de Kroodsma et al. (2001). Donde se puede observar la cantidad de ruidos puestos a prueba en cada tratamiento, en cuanto al tratamiento control este fue sin ruido (S/R), en cada uno de estos tratamientos se dispuso de 9 bolsas herméticas (X), en las cuales cada 24 horas fueron extraídas 3 al azar.

		130 dB re1µPa					150 dB re1µPa					Control				
		Ruido 1	Ruido 2	Ruido 3	Ruido 4	Ruido 5	Ruido 6	Ruido 7	Ruido 8	Ruido 9	Ruido 10	S/R 1	S/R 2	S/R 3	S/R 4	S/R 5
Tiempo	24 h	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
	48 h	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
	72 h	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX

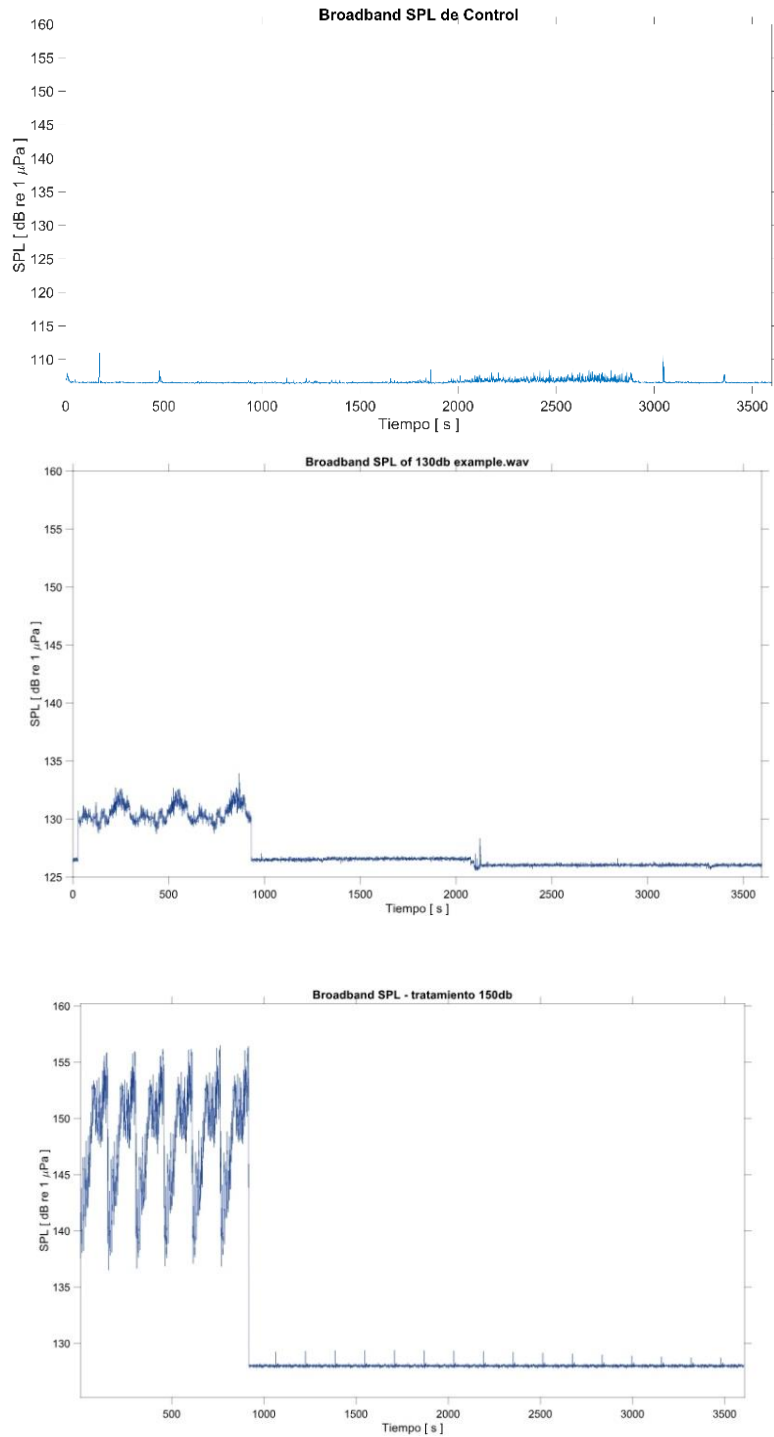


FIGURA 3:

Niveles de presión sonora (SPL) en el tiempo para cada uno de los tratamientos, imagen 1 tratamiento control, imagen 2 tratamiento 130 dB, e imagen 3, tratamiento 150 dB.

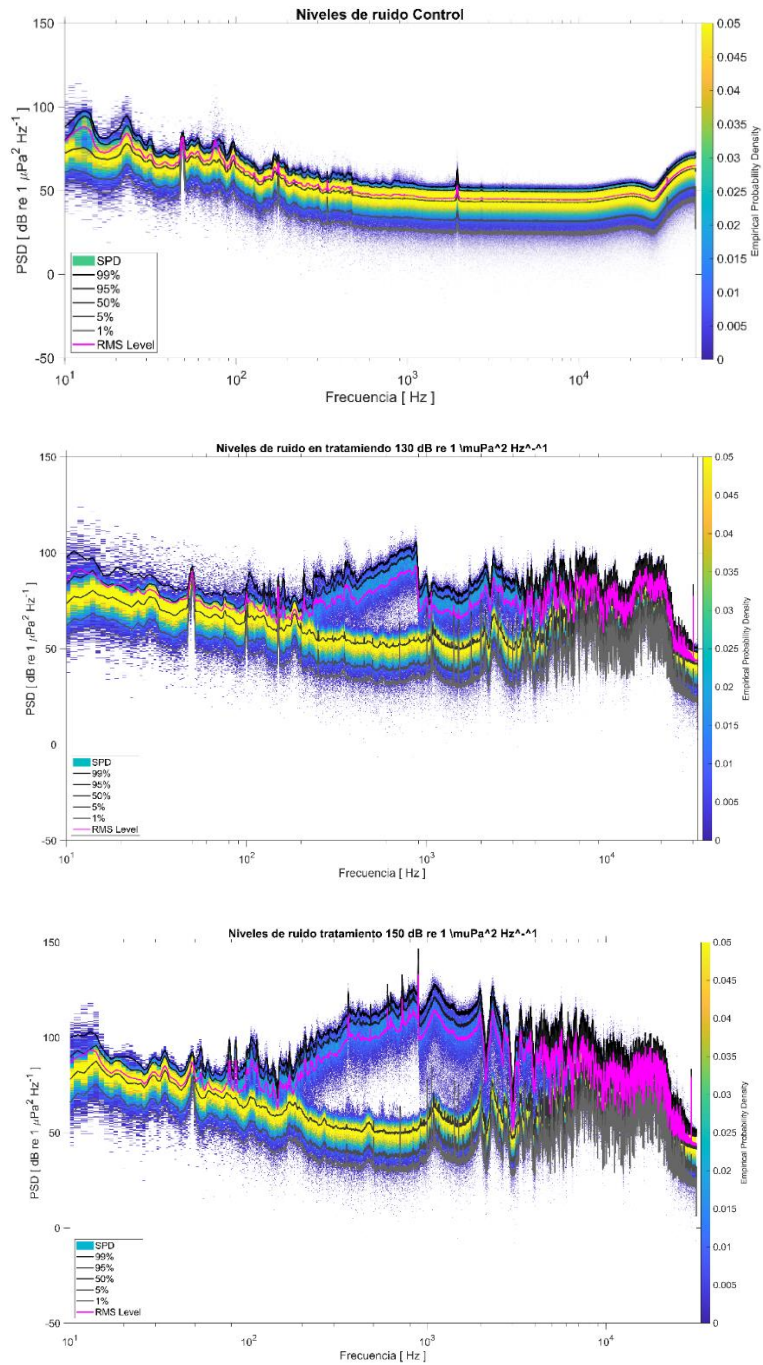


FIGURA 4:

Densidades espectrales de potencia (PSD) de los tratamientos. En imágenes superiores se observa la notoria diferencia entre el tiempo al cual pasa un bote (línea superior), y cuando se encuentra en ruido ambiental (inferior).

En cada muestreo, el contenido de las bolsas herméticas fue filtrado utilizando un tamiz de 25 μm para facilitar la extracción de los embriones con una pipeta Pasteur de plástico, extrayendo 1 mL de agua en cada ocasión. Los individuos extraídos se depositaron en portaobjetos cóncavos y se observaron bajo un microscopio. Durante este periodo de observación, se recopilaron datos relacionados con el tiempo, movimiento de los embriones y el estado de desarrollo.

Las variables principales evaluadas fueron el porcentaje de desarrollo embrionario y el porcentaje de sobrevivencia. Para determinar la sobrevivencia, se utilizó el movimiento como criterio: los embriones y larvas vivos exhibían actividad constante o intermitente, mientras que aquellos muertos no presentaban ningún tipo de movimiento. En cada bolsa hermética, se seleccionaron hasta 30 embriones para el análisis. Se clasificó para los embriones que alcanzaron el estado de desarrollo esperado como correctamente desarrollados, mientras que aquellos en etapas anteriores se consideraron no avanzadas. Los porcentajes de desarrollo y mortalidad se calcularon con base en el total de 30 embriones analizados por muestra, representando así el 100% de la muestra.

Análisis estadístico

Los datos recolectados fueron analizados estadísticamente utilizando el software PAST (versión 4.11). Para verificar el supuesto de normalidad de la distribución de los datos se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. Así también, para comprobar la homogeneidad de varianzas se utilizó la prueba de Levene.

Se realizó un ANOVA de dos vías con efectos fijos para evaluar el impacto del ruido de embarcaciones menores y el tiempo de exposición en el desarrollo embrionario del erizo negro. Posteriormente, se llevó a cabo una prueba post hoc de Tukey para determinar qué grupos son significativamente diferentes entre sí en relación con el desarrollo de los individuos.

Para la supervivencia de los individuos, se realizó una prueba de normalidad. Al no cumplir con el supuesto de normalidad, se realizó una prueba de Kruskal-Wallis para comparar las medianas de los grupos. Finalmente, se llevó a cabo una prueba post hoc de Dunn para determinar qué grupos son significativamente diferentes entre sí en relación con la sobrevivencia.

RESULTADOS

Efectos del ruido sobre el desarrollo embrionario

Los resultados obtenidos del ANOVA de dos vías con efectos fijos indican que tanto el nivel de ruido ($F = 57.72$, $p < 0.05$) como el tiempo de exposición ($F = 76.17$, $p < 0.05$) tienen un efecto significativo en el desarrollo embrionario. Además, la interacción entre los factores también fue significativa ($F = 17.33$, $p < 0.05$), Esto indicando que la exposición prolongada a altas intensidades de ruido tiene un impacto adverso y significativo en el desarrollo embrionario.

La prueba post hoc de Tukey, demostró que las intensidades de 130 y 150 dB afectan significativamente el desarrollo embrionario del erizo negro, con leves diferencias entre los tratamientos de 130 y 150 dB a las 72 horas (Tabla 3).

La Figura 5 muestra una representación gráfica de estos resultados, evidenciando que, en comparación con el tratamiento control, el tratamiento a 130 dB genera un retraso en el desarrollo embrionario de 37% a las 48 horas y de 69% a las 72 horas. Por otro lado, el tratamiento a 150 dB presenta un retraso en el desarrollo embrionario de 50% a las 48 horas, manteniéndose en 50% a las 72 horas en relación con el control.

TABLA 2:

ANOVA de dos vías para el desarrollo embrionario.

	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	F	p (same)
Tratamientos	34527,30	2	17263,70	57,7	< 0,05
Tiempo (Horas)	45562,30	2	22781,20	76,17	< 0,05
Interacción	20739	4	5184,75	17,33	< 0,05
Intra	37686,60	126	299,10		
Total	138515	134			

TABLA 3:

Test de Tukey (valor-P) para el desarrollo embrionario.

	Control	130 dB	150 dB
Control		0	0
130 dB	0		0,47
150 dB	0	0,47	

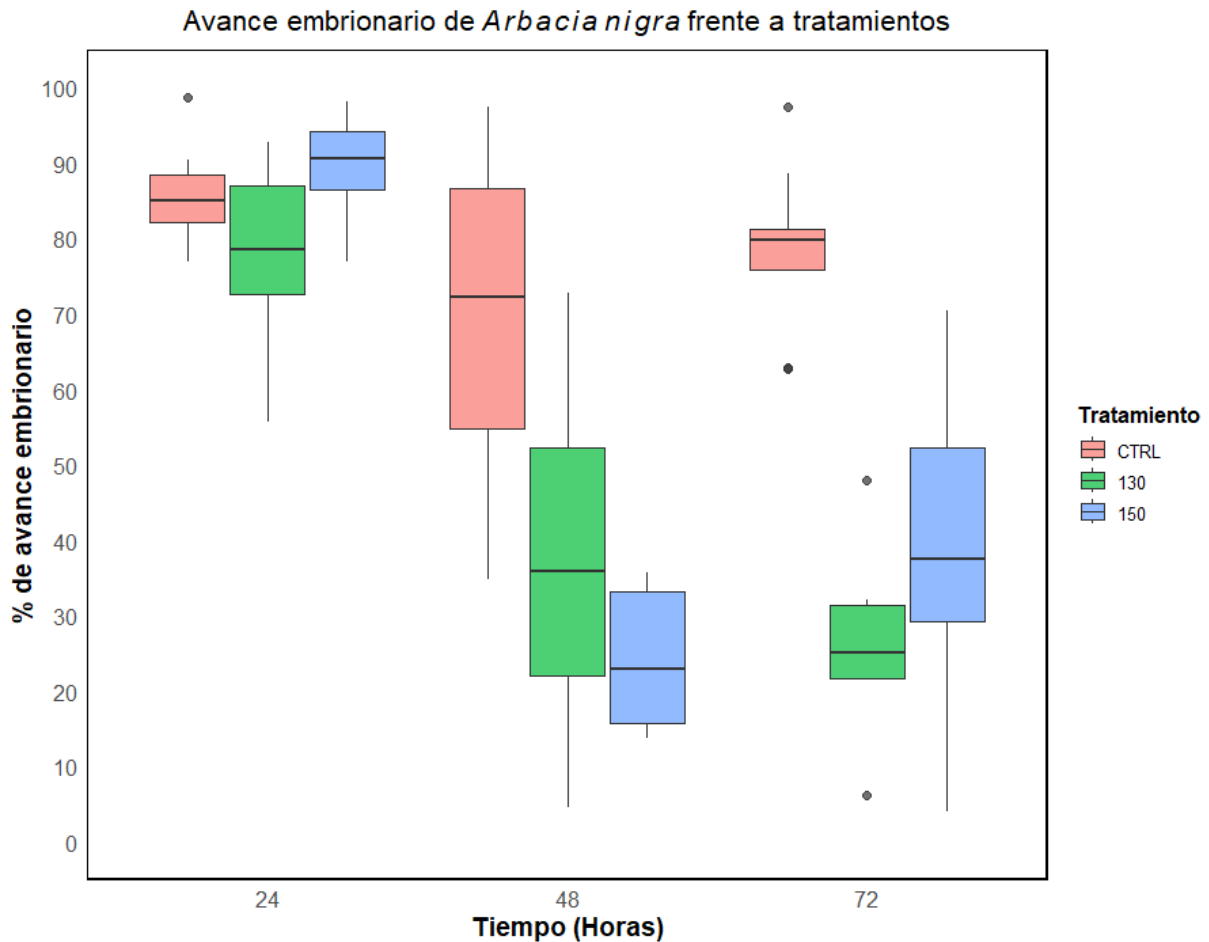


FIGURA 5:

Efecto del ruido de motores fuera de borda sobre el porcentaje de avance del desarrollo embrionario de *A. nigra* frente a los diferentes tratamientos establecidos: control (rojo), 130 dB (verde) y 150 dB (celeste). Las barras muestran la distribución de valores del porcentaje de desarrollo para cada tratamiento, indicándose: mediana (línea dentro de la caja), rango intercuartil (extremos de las cajas) y valores atípicos (puntos fuera de barras de error).

Porcentaje de supervivencia

Los datos con relación al porcentaje de supervivencia mostraron diferencias significativas entre los tratamientos (Prueba de Kruskal-Wallis, $\text{Chi}^2 = 25,7$; $p = 0,05$), esto complementado mediante la prueba de Dunn donde se puede apreciar una diferencia significativa con los grupos control, 130 y 150 dB (Tabla 4 y 5).

La Figura 6 muestra una representación gráfica de los resultados obtenidos para la supervivencia embrionaria. En comparación con el tratamiento control, el tratamiento a 130 dB muestra una disminución en la supervivencia del 25% a las 48 horas y del 45% a las 72 horas. Por otro lado, el tratamiento a 150 dB evidencia una mayor reducción en la supervivencia, alcanzando el 40% a las 48 horas y un 60% a las 72 horas con respecto al control. Lo cual nos indica que el ruido tiene un efecto significativo, el cual incrementa la mortalidad de los individuos al aumentar la intensidad sonora.

TABLA 4:

Prueba de Kruskal-Wallis para la supervivencia de los individuos

H (chi^2)	25,70
H_c	25,82
p (same)	0,0025

Hay una diferencia significativa entre las medianas de la muestra

TABLA 5:

Test de Dunn para la supervivencia

	Control	130 dB	150 dB
Control		0,0012	0,00000054
130 dB	0,0012		0,076
150 dB	0,00000054	0,076	

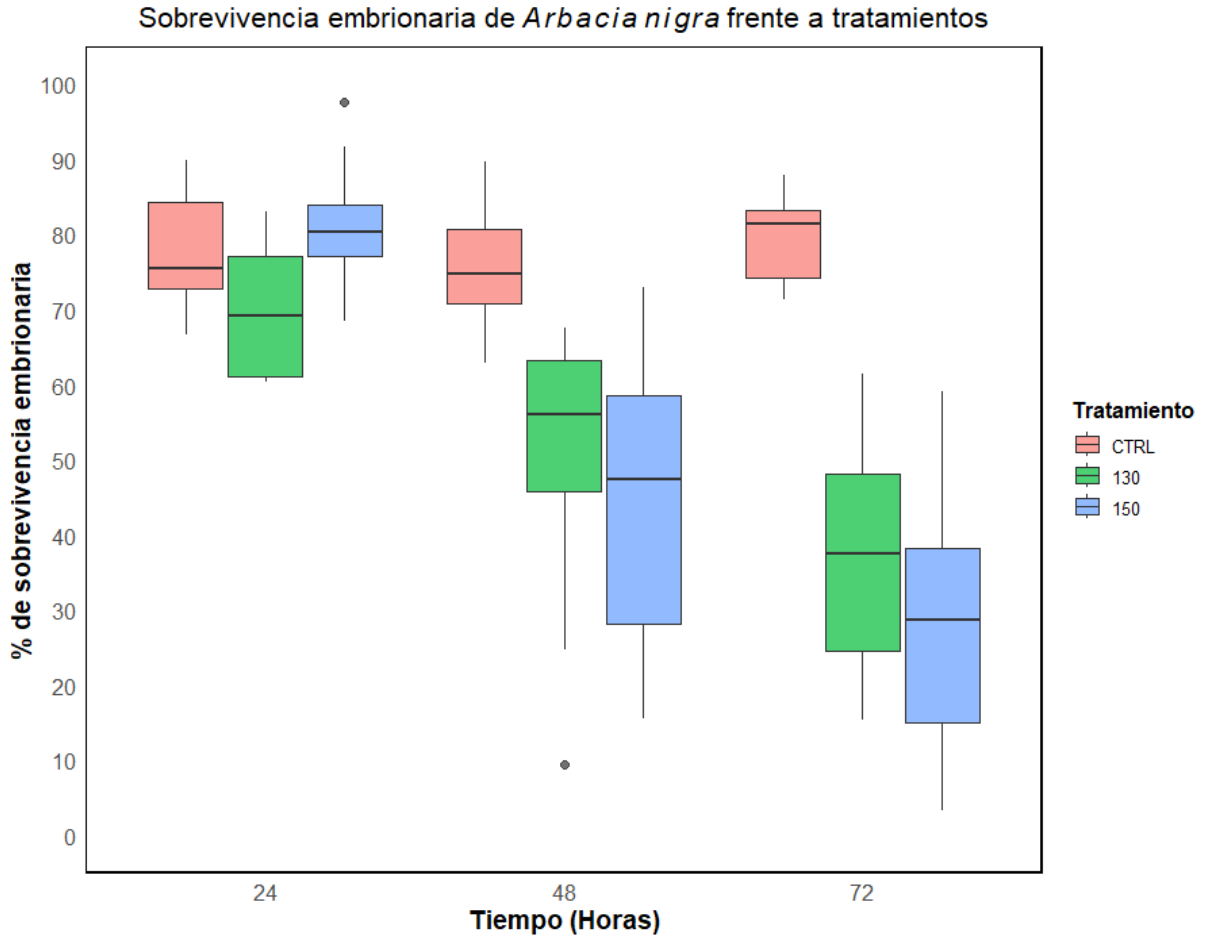


FIGURA 6:

Efecto del ruido de motores fuera de borda sobre la sobrevivencia embrionaria de *A. nigra* en diferentes tratamientos: control (rojo), 130 dB (verde) y 150 dB (celeste).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en la presente memoria de título demuestran que el ruido emitido por embarcaciones con motores fuera de borda afecta negativamente el desarrollo embrionario de *Arbacia nigra*. Tanto el nivel de ruido como el tiempo de exposición a este tienen efectos significativos en el desarrollo y la supervivencia de los embriones. En el tratamiento a 130 dB genera un retraso en el desarrollo embrionario del 37% a las 48 horas y del 69% a las 72 horas. Por otro lado, el tratamiento a 150 dB generó un retraso en el desarrollo embrionario del 50% a las 48 horas, para luego reducirse nuevamente un 50% a las 72 horas en relación con el control. Esto indica que el nivel de ruido tiene un impacto significativo en el progreso normal del desarrollo, siendo más severo en tratamientos de mayor intensidad.

En términos de supervivencia, a las 48 horas, el tratamiento a 130 dB muestra una reducción del 25% en la supervivencia, alcanzando un 45% a las 72 horas. Para el tratamiento a 150 dB, la mortalidad es aún mayor, con una disminución en la supervivencia del 40% a las 48 horas y del 60% a las 72 horas. Aunque las desviaciones estándar son comparables entre ambos niveles de ruido, estas diferencias evidencian el impacto acumulativo del tiempo de exposición y la intensidad del ruido. Si bien este estudio no tiene como objetivo evaluar directamente los mecanismos afectados por el ruido en el desarrollo embrionario, la correlación entre las intensidades de ruido y los efectos negativos observados resalta la importancia de futuros estudios que aborden vías moleculares y procesos celulares involucrados en estas alteraciones, como lo señala De Soto et al. (2013).

En este sentido, estos resultados nos hacen pensar cómo el ruido afectaría a otras especies de erizos de mar como *Arbacia spatuligera*, *Pseudechinus magellanicus* y *Centrostephanus sylviae*, las cuales podrían experimentar efectos similares a los observados en *Arbacia nigra*. Asimismo, estas perturbaciones podrían tener consecuencias negativas para especies de importancia pesquera en el país, como el erizo rojo (*Loxechinus albus*). Además, cabe reflexionar sobre el impacto potencial del ruido en otras especies de invertebrados marinos con relevancia ecosistémica y económica, tales como el loco (*Concholepas concholepas*), el picoroco (*Austromegabalanus psittacus*), el caracol trophon (*Trophon geversianus*), la jibia (*Dosidicus gigas*), y bivalvos como la macha (*Mesodesma donacium*) y la navajuela (*Tagelus dombeii*).

Estos resultados nos hacen considerar las implicaciones biológicas del ruido producido por motores fuera de borda, especialmente en organismos marinos con ciclos de vida complejos como *Arbacia nigra*. El impacto negativo en la supervivencia de los embriones podría reducir el número de individuos que completan su desarrollo, afectando directamente la dinámica poblacional y comprometiendo la capacidad de recuperación de la especie frente a perturbaciones ambientales. Además, las alteraciones en el desarrollo embrionario detectadas entre 130 y 150 dB podrían aumentar el riesgo de malformaciones o déficits funcionales en etapas juveniles o adultas de los organismos (Sal Moyano et al. 2024), lo que disminuiría su aptitud biológica y afectaría su capacidad reproductiva, comprometiendo el mantenimiento de la población. La mayor mortalidad observada a intensidades más altas, como los 150 dB, sugiere que exposiciones crónicas a niveles elevados de ruido en ambientes costeros podrían reducir significativamente las cohortes anuales de la especie.

Efectos similares en el desarrollo embrionario y la mortalidad han sido bien documentados en otros invertebrados marinos (Fields et al. 2019; McCauley et al. 2017; Nedelec et al. 2014; Sal Moyano et al. 2024). Por ejemplo, Nedelec et al. (2014) pusieron a prueba el efecto de ruido emitido por motores fuera de borda sobre el desarrollo embrionario de una especie de nudibranquio (*Stylocheilus striatus*). Estos autores encontraron una reducción del 21% en el desarrollo exitoso de los embriones y un aumento del 22% en la mortalidad de las larvas luego de eclosionar al exponerlas a intensidades de 110 PSD (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$). Estos resultados evidencian un efecto crónico que ralentiza el desarrollo embrionario. En cambio, autores como Sal Moyano et al. (2024) y Pine et al. (2016) dieron con un hallazgo inusual. Ellos encontraron que el desarrollo embrionario en especies de crustáceos se acelera en presencia de ruidos de motores, acortando los tiempos de desarrollo, pero generando potenciales efectos crónicos a largo plazo, como un incremento en la actividad cardíaca, huevos no viables y un decrecimiento en la fecundidad. Lo anterior sugiere que, si bien el efecto en el desarrollo embrionario varía dependiendo de las especies, los ruidos antropogénicos comprometen la sobrevivencia y generan efectos negativos posteriores al desarrollo de la larva y potencialmente afectan la adecuación de los adultos.

Los efectos del ruido antropogénico sobre invertebrados marinos, aunque aún poco estudiados, han mostrado evidencia de alterar de manera significativa diversos aspectos de su biología y ecología. Entre los efectos documentados, se destaca la influencia del ruido en el

comportamiento de las larvas, especialmente en procesos cruciales como el asentamiento (Branscomb & Rittschof 1984; Guo et al. 2012; Jolivet et al. 2016; Lillis et al. 2013; Wilkens et al. 2012). Estos cambios podrían tener implicaciones graves, particularmente en organismos sésiles que dependen de sus fases larvales para dispersarse en la columna de agua y establecerse en hábitats adecuados. Asimismo, se ha evidenciado que la actividad de nado de las larvas puede verse comprometida por el ruido (Stenton et al. 2022; Stocks et al. 2012), lo cual impacta negativamente su capacidad para moverse, alimentarse o evadir depredadores, con posibles consecuencias en el largo plazo en sus patrones de distribución.

Además del impacto conductual, se han reportado daños físicos derivados de la exposición al ruido, como alteraciones en sistemas sensoriales (Solé et al. 2018). Estos daños podrían dificultar la percepción de estímulos esenciales para la supervivencia, afectando no solo a individuos, sino también a las dinámicas de las poblaciones.

A pesar de las limitaciones en el conocimiento actual, los efectos descritos sugieren que la contaminación acústica puede influir negativamente en la vida y distribución de muchas especies marinas. Esto plantea interrogantes sobre cómo el ruido podría afectar a otros organismos relacionados con *Arbacia nigra* y resalta la urgencia de profundizar en este campo para comprender mejor las repercusiones ecológicas del ruido antropogénico en los ecosistemas marinos.

En Chile, el Servicio de Evaluación Ambiental publicó en 2022 un documento titulado *Criterio de evaluación en el SEIA: Predicción y evaluación de impactos por ruido submarino*. Este documento aborda los potenciales impactos del ruido submarino en la fauna marina nacional y ofrece lineamientos técnicos para la elaboración de Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA) y Evaluación de Impacto Ambiental (EIA). Aunque este documento representa un avance importante en la regulación del ruido marino, su enfoque está dirigido principalmente hacia los mamíferos marinos, relegando a un segundo plano a peces e invertebrados marinos, y deja a discusión al evaluador y la literatura disponible el establecimiento de estos límites y umbrales, situación preocupante puesto que estos organismos juegan un rol clave en las redes tróficas y los ecosistemas marinos.

Por ende, este estudio tiene como propósito servir como base para futuras investigaciones sobre el impacto del ruido en los ciclos de vida de invertebrados marinos. Aunque la

metodología empleada se desarrolló en un ambiente controlado, lo que limita la replicación de las condiciones naturales en las que los organismos se exponen al ruido, y si bien los estanques se encontraban aislados de gran manera entre sí para evitar el paso de ruido de un estanque a otro, este sigue siendo bastante pequeño y no es capaz de replicar el gran tamaño que podría presentar una bahía, por ejemplo. Para robustecer futuros estudios se podrían realizar estos experimentos en medios de mayor tamaño como lo podría ser una piscina, puesto que se asemejaría más a un ambiente natural debido al gran tamaño. Este estudio se basó en las recomendaciones de Kroodsma et al. (2001), quienes generan directrices para eliminar la pseudorreplicación en estudios con playback, recomendaciones que son fundamentales para desarrollar experimento de buena calidad y llegar a conclusiones extrapolables a la naturaleza.

Finalmente, la limitada información sobre los efectos del ruido antropogénico en los ciclos de vida y etapas larvales de los invertebrados marinos, en contraste con el enfoque predominante en peces y mamíferos marinos, resalta la necesidad de ampliar la investigación en esta área. Los hallazgos de esta memoria de título pretenden instar a implementar estrategias de mitigación para reducir los impactos del ruido marino y subrayar la urgencia de establecer planes de protección y criterios de evaluación específicos que consideren tanto a los invertebrados marinos como a sus hábitats. Este enfoque contribuiría a una comprensión más integral de las repercusiones ecológicas del ruido marino en los organismos y sus ecosistemas.

CONCLUSIONES

1. El ruido emitido por motores fuera de borda afecta negativamente el desarrollo embrionario de *Arbacia nigra*, de manera dependiente de su intensidad. A 130 dB, los embriones presentaron un retraso en el desarrollo del 37% a las 48 horas y del 69% a las 72 horas. En niveles de 150 dB, los efectos fueron más sostenidos, con un retraso en el desarrollo del 50% tanto a las 48 como a las 72 horas.
2. El efecto del ruido por motores fuera de borda sobre la sobrevivencia evidencia un notorio efecto negativo en esta, con una reducción del 25% a las 48 horas y del 45% a las 72 horas en intensidades de 130 dB, mientras que en intensidades de 150 dB se presentó un aumento en la mortalidad del 40% a las 48 horas y del 60% a las 72 horas.
3. Pese a los avances regulatorios en Chile, como el documento de Evaluación Ambiental de 2022, los invertebrados continúan siendo relegados en los estudios sobre el ruido marino, lo que plantea la necesidad de proteger especies clave como *A. nigra* mediante estrategias de manejo más integrales.
4. El presente trabajo representa una de las primeras iniciativas en la investigación de los efectos del ruido submarino sobre el desarrollo temprano de invertebrados marinos en el Pacífico Suroriental.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Avilés-Sanhueza E, Hinojosa IA (2023) Soundscape in a Northern Patagonian fjord with salmon farms. En: Popper AN, Sisneros J, Hawkins AD, Thomsen F (Eds.) The Effects of Noise on Aquatic Life (pp. 1-13). Springer International Publishing, Cham. DOI: [10.1007/978-3-031-10417-6_64-1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_64-1).
- Bradley DL, & Stern R (2008) Underwater sound and the marine mammal acoustic environment: A guide to fundamental principles. En: Popper AN, Hawkins AD (Eds.), The Effects of Noise on Aquatic Life II (pp. 45–68, Capítulo 3). Springer International Publishing. DOI: [10.1007/978-1-4939-2981-8](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8).
- Branscomb ES, Rittschof D (1984) An investigation of low frequency sound waves as a means of inhibiting barnacle settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 79(2): 149-154. DOI: [10.1016/0022-0981\(84\)90215-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(84)90215-6).
- Carpizo-Ituarte E, Parés-Sierra G, Martínez-López R, Quintana-Rodríguez R (2005) Producción de juveniles de erizo rojo *Strongylocentrotus franciscanus* (Echinodermata: Echinoidea) en Baja California, México. *Revista de Biología Tropical*. 53(3): 345-355. DOI: [10.15517/rbt.v53i3.26796](https://doi.org/10.15517/rbt.v53i3.26796)
- De Soto NA, Delorme N, Atkins J, Howard S, Williams J, Johnson M (2013) Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports* 3(1): 2831. DOI: [10.1038/srep02831](https://doi.org/10.1038/srep02831)
- Del Río DM (2023) El ruido marino antropogénico como factor de estrés ambiental y sus efectos sobre el ecosistema marino: Búsqueda de biomarcadores [Tesis de Licenciatura, Universidad de Cadíz] <https://rodin.uca.es/handle/10498/29185>
- Duarte CM, Chapuis L, Collin SP, Costa DP, Devassy RP, Eguiluz VM, Erbe C, Gordon TAC, Halpern BS, Harding HR, Havlik MN, Meekan M, Merchant ND, Miksis-Olds JL, Parsons M, Predragovic M, Radford AN, Radford CA, Simpson SD, Slabbekoorn H, Staaterman E, Van Opzeeland IC, Winderen J, Zhang X, Juanes F (2021) The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371(6529): eaba4658. DOI: [10.1126/science.aba4658](https://doi.org/10.1126/science.aba4658)
- Eger AM, Blain CO, Brown AL, Chan SSW, Miller KI, Vergés A (2024) Kelp forests versus urchin barrens: a comparison of ecosystem functions and services provided by two alternative stable marine habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 291(2034): 20241539. DOI: [10.1098/rspb.2024.1539](https://doi.org/10.1098/rspb.2024.1539).
- Ettensohn CA, Wessel GM, Wray GA (2004) The Invertebrate Deuterostomes: An Introduction to Their Phylogeny, Reproduction, Development, and Genomics. En: *Methods in Cell Biology* Vol. 74 (pp. 1-13). Ettensohn CA, Wessel GM, Wray GA (Eds) Elsevier. DOI: [10.1016/S0091-679X\(04\)74001-7](https://doi.org/10.1016/S0091-679X(04)74001-7).

- Fields DM, Handegard NO, Dalen J, Eichner C, Malde K, Karlsen Ø, Skiftesvik AB, Durif CMF, Browman HI (2019) Airgun blasts used in marine seismic surveys have limited effects on mortality, and no sublethal effects on behaviour or gene expression, in the copepod *Calanus finmarchicus*. ICES Journal of Marine Science 76(7): 2033-2044. DOI: [10.1093/icesjms/fsz126](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz126).
- Fuentes I, Barros C (2000) Larval development and metamorphosis of cultured *Tetrapyrgus niger* (Echinodermata Echinoidea): an uncommon form of echinoplutei. Invertebrate Reproduction & Development 37(3): 201-209. DOI: [10.1080/07924259.2000.9652420](https://doi.org/10.1080/07924259.2000.9652420).
- Gordon J, Tycak PL (2001) Sound and Cetaceans. En: Evans PGH, Raga JA (Eds.) Marine mammals: Biology and Conservation. New York, Kluwer Academic/Plenum Publishers, (pp. 139-196).
- Guo S, Lee HP, Teo SLM, Khoo BC (2012) Inhibition of barnacle cyprid settlement using low frequency and intensity ultrasound. Biofouling 28(2): 131-141. DOI: [10.1080/08927014.2012.658511](https://doi.org/10.1080/08927014.2012.658511).
- Hawkins AD, Popper AN (2017) A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. ICES Journal of Marine Science 74(3): 635-651. DOI: [10.1093/icesjms/fsw205](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw205).
- Hereu B, Linares C, Sala E, Garrabou J, Garcia-Rubies A, Diaz D, Zabala M (2012) Multiple processes regulate long-term population dynamics of sea urchins on mediterranean rocky reefs. PLOS ONE 7(5): e36901. DOI: [10.1371/journal.pone.0036901](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036901).
- Hildebrand J (2009) Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Marine Ecology Progress Series 395: 5-20. DOI: [10.3354/meps08353](https://doi.org/10.3354/meps08353).
- Hinojosa IA, Green BS, Gardner C, Hesse J, Stanley JA, Jeffs AG (2016) Reef sound as an orientation cue for shoreward migration by pueruli of the rock lobster, *Jasus edwardsii*. PLOS ONE 11(6): e0157862. DOI: [10.1371/journal.pone.0157862](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157862).
- Jolivet A, Tremblay R, Olivier F, Gervaise C, Sonier R, Genard B, Chauvaud L (2016) Validation of trophic and anthropic underwater noise as settlement trigger in blue mussels. Scientific Reports 6(1): 33829. DOI: [10.1038/srep33829](https://doi.org/10.1038/srep33829).
- Kroodsma DE, Byers BE, Goodale E, Johnson S, Liu W-C (2001) Pseudoreplication in playback experiments, revisited a decade later. Animal Behaviour 61(5): 1029-1033. DOI: [10.1006/anbe.2000.1676](https://doi.org/10.1006/anbe.2000.1676).
- Kunc HP, McLaughlin KE, Schmidt R (2016) Aquatic noise pollution: implications for individuals, populations, and ecosystems. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 283(1836): 20160839. DOI: [10.1098/rspb.2016.0839](https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0839).
- Larrain A (1975) Los equinoideos fósiles y recientes de Chile. Gayana Zoología 35: 1-189. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/68029>

- Lillis A, Eggleston DB, Bohnenstiehl DR (2013) Oyster Larvae Settle in Response to Habitat-Associated Underwater Sounds. Thrush S (Ed.) PLoS ONE 8(10): e79337. DOI: [10.1371/journal.pone.0079337](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079337).
- McCauley RD, Day RD, Swadling KM, Fitzgibbon QP, Watson RA, Semmens JM (2017) Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. Nature Ecology & Evolution 1(7): 0195. DOI: [10.1038/s41559-017-0195](https://doi.org/10.1038/s41559-017-0195).
- McCormick MI, Allan BJM, Harding H, Simpson SD (2018) Boat noise impacts risk assessment in a coral reef fish but effects depend on engine type. Scientific Reports 8(1): 3847. DOI: [10.1038/s41598-018-22104-3](https://doi.org/10.1038/s41598-018-22104-3).
- Navarrete AH, Camus PA, Opazo LF (2008) Variación ambiental y patrones dietarios del erizo negro *Tetrapygus niger* en costas intermareales rocosas del norte de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 81(3): 305-319. DOI: [10.4067/S0716-078X2008000300001](https://doi.org/10.4067/S0716-078X2008000300001).
- Nedelec SL, Radford AN, Gatenby P, Davidson IK, Velasquez Jimenez L, Travis M, Chapman KE, McCloskey KP, Lamont TAC, Illing B, McCormick MI, Simpson SD (2022) Limiting motorboat noise on coral reefs boosts fish reproductive success. Nature Communications 13(1): 2822. DOI: [10.1038/s41467-022-30332-5](https://doi.org/10.1038/s41467-022-30332-5).
- Nedelec SL, Radford AN, Simpson SD, Nedelec B, Lecchini D, Mills SC (2014) Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. Scientific Reports 4(1): 5891. DOI: [10.1038/srep05891](https://doi.org/10.1038/srep05891).
- Olaechea P, Panéz JJ, Gonzáles-Figueroa H (2006) Desarrollo embrionario de *Tetrapygus niger* (Molina, 1782) “Erizo Negro” en diferentes temperaturas. Biotempo (6): 27-31. DOI: [10.31381/biotempo.v6i0.879](https://doi.org/10.31381/biotempo.v6i0.879)
- Pijanowski BC, Farina A, Gage SH, Dumyahn SL, Krause BL (2011) What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. Landscape Ecology 26(9): 1213-1232. DOI: [10.1007/s10980-011-9600-8](https://doi.org/10.1007/s10980-011-9600-8).
- Pine MK, Jeffs AG, Radford CA (2016) Effects of Underwater Turbine Noise on Crab Larval Metamorphosis. En: Popper AN, Hawkins A (Eds.) The Effects of Noise on Aquatic Life II Vol. 875 (pp. 847-852). Springer New York, New York, NY. DOI: [10.1007/978-1-4939-2981-8_104](https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_104).
- Putland RL, Merchant ND, Farcas A, Radford CA (2018) Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. Global Change Biology 24(4): 1708-1721. DOI: [10.1111/gcb.13996](https://doi.org/10.1111/gcb.13996).
- Rabin LA, Greene CM (2002) Changes to acoustic communication systems in human-altered environments. Journal of Comparative Psychology 116(2): 137-141. DOI: [10.1037/0735-7036.116.2.137](https://doi.org/10.1037/0735-7036.116.2.137).
- Rosales-Chapula DA, Ortega-Ortiz CD, Llamas-González M, Olivos-Ortiz A, Torres-Orozco E, Leon-Lopez B, Romero-Vivas E (2022) Underwater vessel noise in a commercial and

- tourist bay complex in the Mexican Central Pacific. *Ciencias Marinas* (48) e3214. DOI: [10.7773/cm.y2022.3214](https://doi.org/10.7773/cm.y2022.3214).
- Redondo L, Ruiz A (2017) Ruido subacuático: fundamentos, fuentes, cálculo y umbrales de contaminación ambiental. *Revista Digital del Cedex*. (186) 73. <https://ingenieriacivil.cedex.es/index.php/ingenieria-civil/article/view/28>
- Richardson WJ, Greene CR, Malme CI, Thomson DH (1995) Measurement procedures. En: Richardson WJ, Greene CR, Malme CI, Thomson DH (Eds.), *Marine Mammals and Noise* (pp. 33-58). Elsevier, Amsterdam. DOI: [10.1016/B978-0-08-057303-8.50006-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057303-8.50006-9).
- Rubilar T, Crespi-Abril A (2017) Does Echinoderm research deserve an ethical consideration? *Revista de Biología Tropical* 65(1-1): 11. DOI: [10.15517/rbt.v65i1-1.31662](https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1-1.31662).
- Ruppert EE, Barnes RD (1996) En: Brusca RC (Eds.) *Invertebrate Zoology* (6th ed., pp. 958–973, Echinoderms). Brooks Cole, USA.
- Sal Moyano MP, Mitton FM, Luppi TA, Snitman SM, Nuñez JD, Lorusso MI, Ceraulo M, Gavio MA, Buscaino G (2024) Noise accelerates embryonic development in a key crab species: Morphological and physiological carryover effects on early life stages. *Marine Pollution Bulletin* 205: 116564. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2024.116564](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116564).
- Seppänen J, Nieminen M (2004) Measurements and descriptions of underwater noise in finland. *Geophysica* 40(1-2): 23-28
- Servicio de Evaluación Ambiental (2022) Criterio de Evaluación en el SEIA: Predicción y Evaluación de Impactos por Ruido Submarino.
- Solé M, Lenoir M, Fortuño J-M, Van Der Schaar M, André M (2018) A critical period of susceptibility to sound in the sensory cells of cephalopod hatchlings? *Biology Open* bio.033860. DOI: [10.1242/bio.033860](https://doi.org/10.1242/bio.033860).
- Solé M, Kaifu K, Mooney TA, Nedelec SL, Olivier F, Radford AN, Vazzana M, Wale MA, Semmens JM, Simpson SD, Buscaino G, Hawkins A, Aguilar De Soto N, Akamatsu T, Chauvaud L, Day RD, Fitzgibbon Q, McCauley RD, André M (2023) Marine invertebrates and noise. *Frontiers in Marine Science* 10: 1129057. DOI: [10.3389/fmars.2023.1129057](https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1129057).
- Slabbekoorn H, Bouton N, Van Opzeeland I, Coers A, Ten Cate C, Popper AN (2010) A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution* 25(7): 419-427. DOI: [10.1016/j.tree.2010.04.005](https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.04.005).
- Stenton CA, Bolger EL, Michenot M, Dodd JA, Wale MA, Briers RA, Hartl MGJ, Diele K (2022) Effects of pile driving sound playbacks and cadmium co-exposure on the early life stage development of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus*. *Marine Pollution Bulletin* 179: 113667. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2022.113667](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113667).

- Stocks JR, Broad R, Radford A, Minchinton TE, Davis AR (2012) Response of Marine Invertebrate Larvae to Natural and Anthropogenic Sound: A Pilot Study. *The Open Marine Biology Journal* 6(1): 57-61. DOI: [10.2174/1874450801206010057](https://doi.org/10.2174/1874450801206010057).
- Tasso NNP (2013) Encapsulación de blástulas de *Tetrapygos niger* (Molina, 1782) (Equinodermata: Echinoidea) en gel de alginato de sodio [Tesis de grado, Universidad Austral de Chile, Chile].
- Urick RJ (1983) Principles of Underwater Sound (3er ed., pp. 101-127, Propagation of Sound in the Sea: Transmission Loss, I). New York, McGraw-Hill Book Company.
- Vance RR (1979) Effects of grazing by the sea urchin, *Centrostephanus coronatus*, on prey community composition. *Ecology* 60(3): 537-546. DOI: [10.2307/1936074](https://doi.org/10.2307/1936074).
- Molina-Valdivia VA, Hinojosa IA, Buchan S (2023) Patrones estacionales y circadianos del paisaje sonoro submarino y ruido antropogénico en la costa chilena, efecto sobre el consumo de oxígeno en una especie de misidáceo [Tesis de magister, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Chile].
- Vazzana M, Mauro M, Ceraulo M, Dioguardi M, Papale E, Mazzola S, Arizza V, Beltrame F, Inguglia L, Buscaino G (2020) Underwater high frequency noise: Biological responses in sea urchin *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 242: 110650. DOI: [10.1016/j.cbpa.2020.110650](https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2020.110650).
- Wale MA, Briers RA, Diele K (2021) Marine invertebrate anthropogenic noise research – Trends in methods and future directions. *Marine Pollution Bulletin* 173: 112958. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2021.112958](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112958).
- Wale MA, Simpson SD, Radford AN (2013) Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. *Animal Behaviour* 86(1): 111-118. DOI: [10.1016/j.anbehav.2013.05.001](https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.05.001).
- Weilgart LS (2018) The impact of ocean noise pollution on marine biodiversity. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*. (603): 183-200.
- Wenz GM (1962) Acoustic ambient noise in the ocean: Spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America* 34(12): 1936-1956.
- Wilkens SL, Stanley JA, Jeffs AG (2012) Induction of settlement in mussel (*Perna canaliculus*) larvae by vessel noise. *Biofouling* 28(1): 65-72. DOI: [10.1080/08927014.2011.651717](https://doi.org/10.1080/08927014.2011.651717).
- Williams R, Erbe C, Ashe E, Beerman A, Smith J (2014) Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose–response study. *Marine Pollution Bulletin* 79(1-2): 254-260. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2013.12.004](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.004).

Zamora S, Stotz W (1993) Ciclo reproductivo de *Tetrapygus niger* (Molina 1782) (Echinodermata: Echinoidea) en dos localidades de la IV Región, Coquimbo, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 66: 155-169.