

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE LA SANTÍSIMA CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS

EFECTO DE LOS RUIDOS DE EMBARCACIONES MENORES (MOTORES FUERA DE BORDA) SOBRE LAS ETAPAS DE DESARROLLO TEMPRANO DE *THECACERA DARWINI* (PRUVOT-FOL, 1950)

Por

MARÍA CONSTANZA PAZ IRAIRA REYES

MEMORIA PARA OPTAR AL

TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO MARINO

Profesor guía: IVÁN ANDRÉS HINOJOSA TOLEDO

Profesor co-guía: VÍCTOR ALEXANDER MOLINA VALDIVIA

Concepción, Chile

2025

CONSTANCIA

Esta Memoria de Título corresponde a una Habilitación Profesional ejecutada bajo la modalidad vía académica, con dedicación exclusiva durante un semestre académico, y enfocada íntegramente en la realización del trabajo de investigación aquí expuesto. El trabajo se desarrolló en la UCSC, bajo la guía del Dr. Iván Hinojosa Toledo y Víctor Molina Valdivia.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer al profesor Iván Hinojosa por la motivación a adentrarme en esta área estudio y motivarme a seguir cuando la situación lo ameritaba. También agradecer sinceramente a mi profesor co-guía Victor Molina el cual con mucha paciencia y disposición estuvo presente durante todo el proceso de esta tesis, sin el cual la realización del trabajo no habría sido posible.

Además, quiero agradecer a mi familia, especialmente a mis padres por su constante apoyo y amigos, los cuales fueron una parte importante dentro de mi formación y una gran fuente de apoyo durante la realización de este trabajo.

De igual forma agradezco la disposición y ayuda del profesor Juan Miguel Cancino durante el proceso de identificación de etapas de desarrollo embrionario. En conjunto con dos integrantes del personal de la estación de Lenga, Don Segundo Escobar y Don Álvaro Muñoz, los cuales hicieron que el trabajo experimental fuera más ameno cada día.

Finalmente agradecer el proyecto ANID de Exploración N°13220197, titulado "UNDERWATER NOISE: EXPERIMENTAL APPROACHES FOR DETERMINING EFFECTS ON MARINE LIFE" del profesor Hinojosa.

TABLA DE CONTENIDOS

Resumen vi

Abstract vii

Introducción 1

Paisaje sonoro submarino, sonido y antropofonías 1

Percepción del sonido 3

Efectos en fauna marina 4

Nudibranquios 5

Hipótesis 7

Hipótesis General 7

Hipótesis Específicas 7

Objetivos 8

Objetivo General 8

Objetivos Específicos 8

Métodos 9

Recolección y mantención de organismos 9

Diseño experimental 9

Análisis de datos 11

Tiempo de desarrollo 11

Sobrevivencia 13

Resultados 14

Tiempo de desarrollo 14

Sobrevivencia 18

Discusión 23

Efectos por estrés acumulativo 23

Implicancias biológicas 25

Medidas de manejo y conservación 26

Proyecciones 27

Conclusiones 29

Referencias bibliográficas 30

RESUMEN

Debido al aumento de las actividades humanas en los océanos se ha experimentado un cambio del paisaje sonoro submarino, estas actividades emiten ruidos los que se conocen como antropofonías. Existen diversos impactos negativos que estas emisiones pueden tener sobre la fauna marina incluyendo mortalidad, alteraciones fisiológicas, cambios conductuales y enmascaramiento de señales acústicas. Diversos organismos poseen sistemas auditivos que les permiten captar el resultado sonoro de aquellas emisiones, en el caso específico de los moluscos, existe un sistema sensible al movimiento de partículas generado por ondas. En aguas chilenas los ruidos de motores fuera de borda son los emisores de ruido más frecuentes y tanto los nudibranquios como otros organismos durante el desarrollo embrionario podrían ser sensibles a estos estresores. Durante la investigación se diseñó un experimento, donde se evaluó el desarrollo embrionario y sobrevivencia en seis oviposturas de padres distintos de *Thecacera darwinii* bajo dos niveles de ruido (130dB-150dB) y un tratamiento control. Estas se analizaron a los días 1, 4 y 8 de exposición, obteniendo que, el desarrollo y la sobrevivencia se ven significativamente afectados por el tratamiento de 150 dB a medida que el tiempo de exposición es más prolongado. Estos efectos pueden comprometer procesos clave para el futuro de las poblaciones, por lo tanto, es importante seguir indagando en medidas de mitigación y control para la contaminación acústica submarina.

Palabras clave: Contaminación acústica**,** desarrollo embrionario, embarcaciones, nudibranquios

ABSTRACT

Due to increased human activity in the oceans, the underwater soundscape has been altered by anthropogenic noise, which can have various negative impacts on marine fauna, including mortality, physiological alterations, behavioral changes, and the masking of biologically relevant acoustic signals. Many marine organisms possess sensory systems that allow them to perceive sound-related stimuli; in mollusks, a system sensitive to particle motion generated by sound waves has been described, and biological responses to these stimuli have been documented. In Chilean coastal waters, noise generated by outboard motors represents one of the most common sources of anthropogenic sound, and both nudibranchs and other organisms during embryonic development may be particularly sensitive to these stressors. An experiment was conducted to evaluate embryonic development and survival in six egg masses from different parents of *Thecacera darwinii*, exposed to two noise levels (130 dB and 150 dB re 1 µPa) and a control treatment, with assessments performed on days 1, 4, and 8 of exposure. The results indicate that both development and survival are significantly affected under the 150 dB treatment, with stronger effects observed as exposure time increases, suggesting that underwater noise pollution may compromise key processes related to population persistence and highlighting the need for further research on mitigation and management strategies.

Key words: Boats, embryonic development, noise pollution, nudibranchs

INTRODUCCIÓN

Paisaje sonoro submarino, sonido y antropofonías

Las señales bajo el mar han sido descritas y clasificadas según su fuente de origen (Pijanowski et al. 2011a; Miksis-Olds et al. 2021). Las biofonías corresponden a todas las señales emitidas por organismos biológicos (sonidos de ecolocalización, vocalizaciones, forrajeo y llamados) (Pijanowski et al. 2011b). Luego están las geofonías, que son todas las señales abióticas del medio ambiente (lluvia, movimiento de placas, mareas, vientos y deshielos, entre otros) (Duarte et al. 2021). Por último, están las antropofonías, que corresponden a las señales emitidas intencionalmente (sonares, ecosondando, prospecciones acústicas, pistones de aire, etc.) o como resultado de actividades humanas (ruidos de embarcaciones, hincado de pilotes y salmoneras, entre otros) (Pyc et al. 2019). Considerando las diversas fuentes de emisión, se define el concepto de paisaje sonoro, el que está relacionado al objeto o lugar de estudio e interés, conformado por las biofonías, geofonías y antropofonías presentes que son interceptadas por un organismo receptor o un grabador acústico (Miksis-Olds et al. 2021)

Todo sonido provoca fluctuaciones de presión y movimiento de partículas, esto debido a que durante el paso de onda sonora las partículas del medio oscilan alrededor del punto de origen, lo cual provoca compresiones y expansiones locales denominadas cambio de presión sonora, las que transfieren la energía del sonido a otras partículas (McCarthy 2004; Ross 2013). El sonido en agua y aire se manifiesta por ondas con movimiento similar, sin embargo, se ha descrito que el sonido viaja con mayor rapidez bajo el agua que en el aire, debido a que la densidad del agua es mayor. Es esta misma característica la que permite que algunos organismos marinos se puedan comunicar a larga distancia y también es la causa de que el ruido tenga un impacto a larga distancia sobre la fauna marina (Thomsen et al. 2016; Valera et al. 2023)

Las características principales del sonido se clasifican en; (1) el número de oscilaciones por segundo, el cual se mide en Hertz (Hz) y corresponde a la frecuencia, que a su vez modula el tono de un sonido, (2) la magnitud en la cual se desplazan las partículas del medio en que ocurren las vibraciones de una onda sonora, lo cual se define como amplitud y está directamente relacionada con cómo se percibe el volumen de un sonido (Valera et al. 2023), (3) la potencia,

definida como la cantidad de energía por unidad de tiempo, por lo tanto, la intensidad de una onda sonora es la cantidad de potencia transmitida a través de un área específica en la dirección en la que viaja el sonido y se mide en una escala logarítmica determinada en decibeles (dB). La potencia está directamente relacionada con la (4) amplitud, la cual determina la energía transportada por la onda (Pyc et al. 2019; Wale et al. 2021). Para medir el sonido submarino a través de la intensidad de una onda sonora se utiliza la medida de presión de referencia microPascal (μPa), por lo tanto, al describir los niveles de sonido submarino este debe indicarse como dB re 1 μPa (ISO 2017). De la intensidad, se obtienen los niveles de presión sonora (SPL), y por último (5) duración, la cual se divide en dos tipos, ruidos continuos, cuando estos se expanden durante largos periodos de tiempo y ruidos tonales o impulsivos cuando estos son breves en duración pero fuertes en intensidad, a partir del tiempo se puede obtener el (SEL) el cual es una métrica acumulativa de episodios acústicos a lo largo de un tiempo determinado (Pyc et al. 2019; Wale et al. 2021; Solé et al. 2023).

Debido a las diversas actividades humanas que generan ruidos en los océanos se ha empezado a considerar una nueva fuente de contaminación asociada a las antropofonías (Tabla 1) denominada como contaminación acústica submarina (Saura 2014). Dentro de los emisores de ruido antropogénico más frecuentes a nivel mundial se encuentran las embarcaciones (Jain-Schlaepfer et al. 2018), donde la principal fuente causante de ruido corresponde a la cavitación de la hélice con ruidos de bajas frecuencias (Jalkanen et al. 2018). Considerando también en aguas chilenas la utilización de embarcaciones con motores fuera de borda, los cuales son de combustión interna y generalmente corresponden a embarcaciones pequeñas, de carácter artesanal o turístico, donde los ruidos emitidos dependen tanto del tamaño, potencia del motor y velocidad de la embarcación (Yori 2023).

TABLA 1.

Fuentes antropogénicas de emisión de ruido submarino y sus respectivas características acústicas (Solé et al. 2023; Götz 2009).

Fuente de emisión	Nivel de la fuente (dB re 1 µPa-m)	Banda ancha (Hz)	Direccionalidad	Tipo de sonido
Explosiones	272-287 peak	2-1.000	Omnidireccional	Tonal/impulsivo
Instalación de soportes (pile driving)	228 peak 243-257 Peak to Peak	20-20.000	Omnidireccional	Tonal/impulsivo
Dragado	168-186 rms	30-20.000	Omnidireccional	Continuo
Perforaciones con maquinaria	145-190 rms	10-10.000	Omnidireccional	Continuo
Parques eólicos	142 rms	16-20.000	Omnidireccional	-
Barcos pequeños	160-180 rms	20-10.000	Omnidireccional	Continuo
Embarcaciones de exportación	180-190 rms	6-30.000	Omnidireccional	Continuo
Ecosondas	235 peak	1500-36.000	Vertical	Tonal/impulsivo
Armas de aire comprimido	260-262 peak to peak	10-100.000	Vertical	Tonal/impulsivo
Dispositivos de energía mareomotriz	165-75 rms	10-50.000	Omnidireccional	Continuo

Percepción del sonido

Para las distintas formas de fauna marina se han descrito diversas formas y mecanismos de percepción sonora. Estos son clave para comprender cómo el organismo reacciona a un estímulo o estresor auditivo, así como el comprender el por qué la contaminación acústica puede tener distintos niveles de impacto según la percepción (Saura 2014; Moretti & Affatati 2023; Solé et al. 2023b)

En organismos como los mamíferos marinos, se ha descrito un sistema auditivo compuesto de un oído externo que capta y dirige el sonido, un oído medio que transforma lo recibido en una señal mecánica detectable y un oído interno que recibe la señal actuando como un transductor del sonido para convertirlo en un impulso neuronal (Ketten 1997; Reynolds 1999; Au & Hastings 2008). Por otro lado, los peces teleósteos poseen un sistema auditivo que se compone por otolitos y canales semicirculares, los cuales presentan células ciliadas sensoriales. En este caso los encargados de la detección del sonido son los órganos otolíticos, que en conjunto con aquellos canales semicirculares también dan paso a el movimiento y equilibrio del cuerpo del organismos (Webb 1999). De manera similar, los moluscos poseen mecanismos de percepción hacia el movimiento de partículas y cambios presión sonora por la emisión de ruidos.

Este mecanismo comprende estructuras denominadas como estatocistos, que son estructuras pares, dentro de estos se encuentran los estatolitos calcáreos, lo cuales están situados cerca de los filamentos receptores de células sensitivas que se encargan de dar el sentido de equilibrio y orientación al individuo (Solé et al. 2017). A partir del conjunto de estas estructuras se define el sistema auditivo, que además consta de dos vesículas denominadas otocitos, con un líquido lleno de unidades cristalinas que se contactan con el nervio auditivo (Vermeij 2010; Marçal 2011; Khoroshutina 2023).

Efectos en fauna marina

La creciente actividad humana en el ambiente marino y la evidencia de percepción al sonido, se ha puesto atención en los potenciales efectos sobre la fauna y los ecosistemas en general, sean estos a corto o largo plazo (Pyc et al. 2019). Los efectos de este tipo de contaminación se han agrupado en 4 categorías, de más a menos grave son: (1) muerte, (2) cambios fisiológicos que pueden ser permanentes o temporales dependiendo del nivel de efecto, (3) cambios conductuales y (4) enmascaramiento de señales acústicas. Estos consecuentemente, podrían repercutir en la dinámica de las poblaciones y comunidades, dependiendo tanto de la cercanía de la fuente como del tiempo de exposición y tipo de ruido (Solé et al. 2023).

Gran parte de los estudios sobre los efectos de la contaminación acústica en fauna marina se ha enfocado en mamíferos e invertebrados en estado juvenil-adulto, quedando subrepresentadas las etapas de desarrollo embrionario y larval (Olivier et al. 2023). Estas etapas son críticas para la viabilidad futura de las poblaciones, ya que los entornos estresantes durante las primeras etapas de la ontogenia pueden llegar a ser perjudiciales al generar efectos de "transferencia" abarcando cambios morfológicos y fisiológicos (fenotípicos) que potencialmente afectan en las etapas posteriores del ciclo de vida (Sal-Moyano et al. 2024).

A pesar de ello, existen algunos estudios que permiten evidenciar efectos en los estadíos tempranos del ciclo de vida de invertebrados marinos. Un primer ejemplo de ello, lo presentan Jolivet et al. (2016), donde se centran en evaluar los efectos de ruidos de buques a bajas frecuencias sobre larvas del chorito *Mytilus edulis* encontrando que al estar expuestas a ruido de embarcaciones, los individuos presentaban un aumento en la tasa de asentamiento. También Gigot et al. (2023), reportó un efecto en el reclutamiento y asentamiento de larvas bajo exposición de ruidos de hincado y perforación de pilotes, cambiando la dinámica de la

metamorfosis de las larvas del ostión *Pecten maximus*. Por otra parte, Tu et al. (2024) expuso a larvas de la babosa marina *Onchidium reevesii* a ruidos de ondas sinusoidales continuas (1000 Hz) (105-108 dB re 1 µPa-m), obteniendo que al estar mayor tiempo bajo exposición las larvas tardaban más en presentar el reflejo de autoenderezamiento que en ausencia de ruido. También, Nedelec et al. (2014) expuso a larvas de la liebre de mar *Stylocheilus striatus* a ruidos de embarcaciones, encontrando que bajo exposición a estos, disminuía la sobrevivencia y se retrasaba el desarrollo.

Nudibranquios

Dentro de la subclase de los opistobranquios, se encuentra el orden de los nudibranquios o también conocidos como babosas marinas, presentan una gran diversidad de especies a nivel mundial (Meléndez 1998). Se caracterizan por la ausencia de concha durante la etapa juvenil-adulta como la que se presenta en la mayoría de otros gastrópodos, debido a que al ocurrir la metamorfosis larval sufren una torsión y la concha desaparece por completo, en conjunto con la cavidad paleal (Camacho & Longobucco 2008; Herrero 2016), además pueden poseer diversos colores, rinóforos y mecanismos de defensa bioquímicos (Harris 1973).

La mayoría de los nudibranquios son hermafroditas, por lo que desarrollan gametos de ambos sexos de forma simultánea, a pesar de esto se ha descrito que al encontrarse con otros individuos de su especie llevan a cabo una copula cruzada (Herrero 2016). El ciclo de vida comienza posterior a la fecundación, con las oviposturas. Estas son huevos agrupados en masas gelatinosas que los individuos adhieren a las rocas, algas u otro tipo de objetos similares y dependiendo de la especie pueden seguir un patrón de hileras, cinta vertical o aplanada y la más común, en espiral (Fernández-Ovies 2018). El estado larval solo abarca una corta cantidad de tiempo dentro del ciclo de vida de los nudibranquios y es importante mencionar que al haber eclosionado la larva busca alimentarse para poder completar su desarrollo y realizar la metamorfosis, dando paso a una etapa juvenil (Herrero 2016).

En cuanto a este tipo de organismos, los estudios sobre el impacto y efectos de la contaminación acústica no han sido estudiados a profundidad. Existen algunos estudios que evalúan sobrevivencia, desarrollo e incluso respuestas fisiológicas (Nedelec et al. 2014; Tu et al. 2022), sin embargo, siguen siendo organismos subrepresentados en cuanto a los efectos de la contaminación acústica.

Thecacera darwini

El modelo de estudio se enfoca en una especie de nudibranquio, *Thecacera darwini* comúnmente conocida como “babosa dálmata” (Figura 2). Esta se caracteriza por tener un cuerpo ovalado con tonalidades blancas y pequeñas manchas circulares de color negro a lo largo del cuerpo, además presentando coloraciones amarillas en los ápices de las proyecciones de la “cola”, branquias y rinóforos (Méndez-Abarca & Pepe-Victoriano 2020). Esta especie puede alcanzar una longitud máxima de 4,5 cm aproximadamente y se distribuye a lo largo de Chile y Perú, frecuentando desde la zona intermareal rocosa y submareal hasta los 12 m de profundidad (Zagal et al. 2001; Méndez-Abarca & Pepe-Victoriano 2020). Ante lo expuesto, este estudio se centra en evaluar el efecto del ruido submarino proveniente de motores fuera de borda sobre el tiempo de desarrollo embrionario y sobrevivencia de *Thecacera darwini*



FIGURA 2.

a) Individuos de *T. darwini* alimentándose; b) Individuos en proceso de reproducción; c) Ovipostura de *T. darwini*. Créditos de fotografía: Dr. Erasmo Macaya.

HIPÓTESIS

Hipótesis General

El ruido de motores fuera de borda genera un impacto negativo en el desarrollo y sobrevivencia de los embriones del nudibranquio *Thecacera darwini*, prediciendo que, a mayor intensidad sonora, mayor será el efecto.

Hipótesis Específicas

1. El tiempo de desarrollo de los embriones de *T. darwini* será mayor en presencia de ruidos con mayor intensidad sonora (130 dB-150 dB).
2. La sobrevivencia de los embriones de *T. darwini* será menor al estar en presencia de ruidos con mayor intensidad sonora (130 dB-150 dB).

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar los efectos de ruidos producidos por motores fuera de borda a distintas intensidades sonoras en las primeras etapas del ciclo de vida del nudibranquio *Thecacera darwini*.

Objetivos Específicos

- O1: Determinar el tiempo de desarrollo embrionario de *T. darwini* a distintas intensidades sonoras (130 dB-150 dB).
- O2: Determinar cambios en la sobrevivencia de los embriones de *T. darwini* a distintas intensidades sonoras (130 dB-150 dB).

MÉTODOS

Recolección y mantención de organismos

Se recolectaron individuos adultos de *T. darwini* a través de buceo de apnea en Caleta Lenga. Estos fueron llevados a la estación costera de Biología Marina UCSC Abate Juan Ignacio Molina, ubicada en Caleta Lenga. Posterior a la llegada, los nudibranquios se ubicaron individualmente en cajas plásticas de 6 L anteriormente modificadas con mallas de jardín con abertura de 2mm aproximadamente, para facilitar el flujo de agua saturada en oxígeno. Las cajas se ubicaron en un estanque de 200 L, con agua circulante y piedras difusoras de aireación. Los individuos se mantuvieron separados y contaron con una aclimatación mínima de 3 días sin exposición directa a ruidos de laboratorio, para luego agruparlos en parejas, hasta obtener las oviposturas necesarias para empezar los experimentos. Durante este tiempo fueron alimentados con briozoos (*Bugulina flabellata*) debido a los registros de Franz (1975) y otras observaciones personales, estos fueron recolectados de Caleta Lenga y luego mantenidos en laboratorio.

Diseño experimental

El experimento se llevó a cabo al obtener las oviposturas del nudibranquio anteriormente separadas en parejas reproductoras, por lo tanto, para cada réplica del experimento, se consideró la utilización de 1 ovipostura distinta. Cada ovipostura obtenida fue dividida en nueve secciones, las que fueron asignadas de manera aleatoria a los tratamientos experimentales: control (3 secciones), 130 dB (3 secciones) y 150 dB (3 secciones). Estas secciones se introdujeron en bolsas herméticas de 400 ml y fueron colgadas en medio de cada estanque. Cada día por medio se realizó recambio de agua a las bolsas, pasando por un filtro de 50 μm y luz UV.

El experimento se realizó en un total de 8 días, debido a observaciones personales previas sobre el tiempo de desarrollo de *Thecacera darwini.* Durante este tiempo se realizaron muestreos destructivos**,** durante los días 1, 4 y 8 de exposición, observando las secciones anteriormente mencionadas en cada uno de los tratamientos (Tabla 3). Como la disponibilidad de oviposturas dependía netamente de la biología de los individuos, no fue posible obtenerlas en un momento especifico, ni inducir o sincronizar artificialmente la reproducción de todas las

parejas, por lo tanto, se consideró que cada ovipostura fuera incorporada al experimento en medida que se encuentre disponible. De esta forma, el inicio y término de la exposición de cada ovipostura ocurrió en tiempos distintos. Sin embargo, cada una de estas siguió la misma secuencia de exposición y muestreo (días 1, 4 y 8), asegurando que, aunque los ingresos ocurrieron de manera asincrónica, todas las posturas mantuvieron condiciones experimentales homogéneas y un tiempo de exposición equivalente, siguiendo este flujo: t_0 (Ingreso de postura) ─ Día 1 (muestreo destructivo) ─ Día 4 (muestreo destructivo) ─ Día 8 (muestreo destructivo/fin exposición).

TABLA 3.

Diseño experimental por tiempo de duración y tratamientos de ruido. (x equivale a replicas)

	Control	130dB	150dB
Día 1	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx
Día 4	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx
Día 8	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx

Para los tratamientos acústicos se consideró la reproducción continua de un *playback* con 15 min de exposición a ruido de embarcaciones y 45 min de no ruido de embarcaciones, según el cálculo realizado por Molina-Valdivia et al (2023), donde se comparó las horas con presencia y ausencia de ruido de embarcaciones en un periodo de un año. Este playback se compuso por 5 grabaciones distintas de embarcaciones menores (motores fuera de borda) que se reprodujeron en un orden aleatorio el cual cambiaba cada hora, con el fin de eliminar la pseudoreplicación y asegurar que los individuos se expusieran a un espectro más realista de señales acústicas de motores fuera de borda. Estos ruidos se reprodujeron en un ancho de banda 100Hz-12.000 kHz con intensidades de 130 dB re µPa (SPLrms) representando un ambiente con ruido presente y 150 dB re µPa (SPLrms) representando zonas más cercanas a los motores emisores de ruido. Estas intensidades fueron seleccionadas en base a los rangos de emisión de los ruidos de los motores fuera de borda de las embarcaciones menores, los cuales varían entre 160-180 dB re µPa-m en los puntos más cercanos a la fuente (Tabla 1). Por esa razón se consideró la utilización de intensidades mas realistas, teniendo en cuenta la baja probabilidad de que los individuos en

el ambiente natural se encuentren a tal cercanía y de la fuente y por tanto expuestos a aquellas intensidades, además se consideró también la limitación del parlante utilizado.

Para esto se utilizaron parlantes sumergibles (Lubell Labs LL916C-100 PRO) y, además, se dispuso de un hidrófono (Soundtrap ST400STD) para capturar los sonidos que estaban siendo emitidos y así evaluar la efectividad del tratamiento. Para evitar que existiera un efecto de "rebote" de sonido, el hidrófono se ubicó aproximadamente a 40 cm del parlante debido a que en esta distancia la recepción del ruido se asemeja más a los niveles en las frecuencias emitidas por un motor fuera de borda y no se pierde la representatividad del ruido que se deseaba emitir. También, se realizó un tratamiento control, sin ruido de embarcaciones menores, de esta forma fue posible comparar el estado de desarrollo y sobrevivencia al estar expuestas al estresor de contaminación acústica con las que no estuvieron expuestas. Cada estanque estaba aislado entre sí con planchas de poliestireno expandido de 15 cm de espesor (Figura 3), ubicadas en la base, paredes y parte superior, para evitar que los ruidos emitidos en cada estanque fueran percibidos por los individuos o hidrófonos del estanque mas cercano y reducir la captación de ruido ambiental de laboratorio.

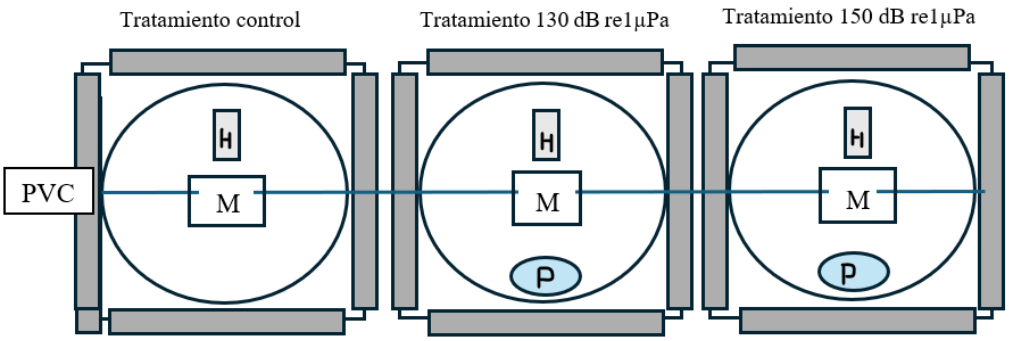


Figura 3:

Esquema de los estanques para cada tratamiento (PVC: tubo PVC; M: malla con bolsa hermética; H: hidrófono; P: parlante)

Análisis de datos

Tiempo de desarrollo

Para el análisis de tiempo de desarrollo se realizó una práctica previa para identificar las etapas de desarrollo y tiempo en que ocurría cada fase para *Thecacera darwini.* Debido a la falta

de información existente sobre el desarrollo específico de este organismo se consideraron como guía las observaciones personales anteriormente mencionadas, aquellas se llevaron a cabo observando secciones de una misma postura diariamente hasta presenciar la eclosión, a lo largo de este tiempo se tomaron fotografías para conformar una base visual sobre los avances y cambios de los embriones hasta llegar a larvas.

Al momento de la obtención de resultados de los días 1, 4 y 8 de cada postura dentro del tratamiento se utilizó un microscopio óptico y un portaobjetos cóncavo, en el cual se posicionó la sección correspondiente al día de muestreo y se contó un total de 50 embriones-larvas según correspondiera la etapa en la cual se encontraban los individuos. Posterior a ello se fueron identificando las fases presentes dentro de una misma sección basándose en las identificaciones previas.

Los análisis estadísticos de esta sección se realizaron a través de la plataforma R versión 4.5.0 (R Core Team, 2025). Primero para evaluar los efectos de los tratamientos sobre el avance de desarrollo embrionario, se creó un índice de desarrollo ponderado o weighted development Index (WDI), para resumir los datos de las etapas FI hasta la FVIII y transformarlo a una variable continua. Por lo tanto, para cada combinación de postura, tratamiento y día de exposición (tiempo) se calculó el WDI como la suma ponderada de los resultados entre las etapas de desarrollo y el número de individuos presentes en cada una de ellas, dividido por el número total de individuos contabilizados, esto representa una medida promedio del estado de desarrollo y se interpretó velocidad relativa de avance del desarrollo. Posteriormente el WDI se analizó a través de un modelo lineal mixto (LMM) (modelo (WDI ~ Ruido * Día + (1 | Postura)) considerando los tratamientos de ruido y días de exposición (tiempo) como factores fijos, incluyendo su interacción. En este caso la postura se incorporó como factor aleatorio para controlar la variabilidad asociada a las unidades experimentales. Luego se ajustó un modelo que permitió evaluar los efectos fijos y la variabilidad entre posturas. Para la validación del modelo se realizó un análisis de los residuos con una prueba de normalidad y homocedasticidad. Por último, se realizaron comparaciones post hoc entre tratamientos dentro de cada día de exposición (tiempo) utilizando medias marginales estimadas, para identificar las diferencias entre los tratamientos de ruido y desarrollo.

Sobrevivencia

Para evaluar la sobrevivencia de los embriones-larvas, según correspondiera se realizó un conteo de 50 individuos en cada sección durante los días 1, 4 y 8, aquello debido a que se buscaba tener un número representativo y equivalente de todas las observaciones realizadas durante el experimento. La sobrevivencia de los individuos se determinó a través de observaciones morfológicas y la presencia de movimiento en etapas donde se presentara, además se tomó en consideración la presencia de individuos externos a la postura que acorde a las observaciones se alimentaban tanto de la masa gelatinosa que recubre los huevos como de los mismos embriones-larvas.

Los análisis estadísticos de esta sección se realizaron a través del programa R versión 4.5.0 (R Core Team, 2025). Se implementó un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución gaussiana y función de enlace logarítmica. En una primera instancia se realizó un modelo general, incluyendo factor postura, tratamiento de ruido y día de exposición (tiempo), junto con todas sus interacciones. Posteriormente se ajustó un modelo más simple que consideró los tratamientos, día de exposición (tiempo) y la interacción entre ambos factores, para evaluar diferencias entre estos. Luego, se ajustó y seleccionó un modelo más reducido que incluyó la interacción entre los tratamientos y día de exposición (tiempo). Los ajustes se realizaron a medida que se obtenían los resultados y se consideró el que arrojó un menor valor de criterio de información akaike (AIC), el cual es un indicador utilizado para comparar modelos estadísticos y de esta forma evaluar el ajuste a los datos y la complejidad del modelo (Akaike 1974). Por último, se validó el modelo a través de pruebas de normalidad y homocedasticidad de los residuos.

RESULTADOS

Tiempo de desarrollo

A través de las observaciones diarias a las oviposturas de *Thecacera darwini* fue posible identificar y describir 8 estados de desarrollo ocurridos en un periodo de 10 días, desde la puesta de los huevos, donde ocurre la fecundación hasta la eclosión de una larva veliger de nado libre (Tabla 4).

TABLA 4

Características y tiempo (días) post-ovipostura en que ocurre cada cambio de etapa de desarrollo de *T. darwini* y su complemento en fase utilizado en el estudio

Estado	Fase	Características	Tiempo (días)
Huevo fecundado	FI	Inicio del desarrollo	1
Mórula	FII	División de blastómeros, bordes "rugosos"	2
Blástula	FIII	Aspecto esférico más regular, formación de la cavidad interna	3-4
Gástrula	FIV	Inicia el proceso de gastrulación, formación del intestino	5
Trocófora	FV	Formación de los primeros cilios, el individuo presenta movimiento	6
Pre-veliger	FVI	Transición entre trocófora y veliger, indicios de los velos y protoconcha	7-8
Veliger	FVII	Velos definidos y protoconcha visible, larva aún dentro del huevo	9
Eclosión	FVIII	Larva planctotrófica de nado libre eclosionada	10

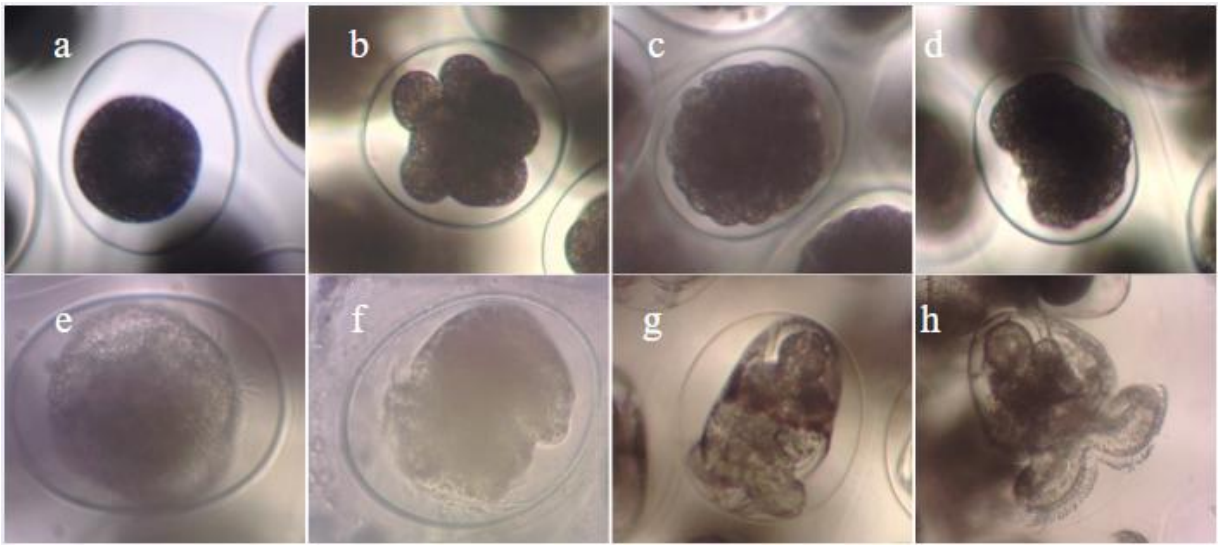


Figura 4:

Estados de desarrollo identificados para *Thecacera darwini.* a) Huevo fecundado; b) Mórula; c) Blástula; d) Gástrula; e) Trocófora; f) Pre-veliger; g) Veliger; h) Eclosión.

En cuanto a los resultados estadísticos para el desarrollo embrionario realizados con un modelo lineal mixto (LMM) (Tabla 5) se obtuvo que el índice de desarrollo ponderado (WDI) con relación al 1er y 4to día de exposición a los tratamientos de ruido y control no presentan una diferencia significativa en cuanto al avance del desarrollo, por lo tanto, para estos periodos de tiempo todos los individuos se desarrollaron a una velocidad similar a pesar de los tratamientos. Sin embargo, para el 8vo y último día de exposición se obtuvo una tendencia negativa en el tratamiento de 150 dB, pero no una diferencia significativa, lo cual podría indicar que a pesar de que el desarrollo bajo cada tratamiento este ocurriendo de manera similar, existe un efecto de ralentización durante el día 8 en organismos bajo exposición a 150 dB. Finalmente se realizó un análisis de residuos y prueba de normalidad ($W = 0.96$, $p = 0.11$).

TABLA 5.

Valores modelo LMM utilizado para evaluar WDI

Interacción	Estimate	Std. error	df	t value	p value
Intercepto	2.82	0.21	11.49	13.42	<0.01
130	-0.06	0.18	40.00	-0.32	0.75
150	-0.04	0.18	40.00	-0.23	0.81
Tiempo (día4)	3.29	0.18	40.00	17.63	<0.01
Tiempo (día8)	5.17	0.18	40.00	27.68	< 0.01
130: tiempo(día4)	0.03	0.26	40.00	0.11	0.91
150: tiempo (día4)	-0.12	0.26	40.00	-0.45	0.65
130: tiempo (día8)	-0.27	0.26	40.00	-1.02	0.31
150: tiempo (día8)	-0.53	0.26	40.00	-2.00	0.05

Posteriormente y de forma complementaria, se realizó una comparación post hoc con Test de Tukey (emmeans) para evaluar las diferencias entre tratamientos durante los días y evaluar con precisión durante que días ocurren las diferencias. Tal como en el LMM durante el 1er (Tabla 6) y 4to (Tabla 7) día de exposición no hubo diferencias significativas al comparar el tratamiento control con los tratamientos de ruidos. Por otro lado, durante el 8vo día de exposición (Tabla 8), sólo el tratamiento de 150 dB presentó diferencias significativas en el DWI con respecto al control, mientras que para el tratamiento de 130 dB * control y 130 dB * 150 dB no se obtuvieron diferencias significativas. Así, es posible evidenciar que existe un retraso del desarrollo durante el tratamiento de mayor intensidad sonora (150 dB) al estar los organismos expuestos durante más tiempo a los ruidos emitidos.

TABLA 6.

Parámetros estadísticos post hoc (Test de Tukey) entre tratamientos para 1er día de exposición

Contrast	Estimate	SE	df	t. ratio	p value
Control-130	0.06	0.18	40	0.32	0.94
Control-150	0.04	0.18	40	0.23	0.97
130-150	-0.01	0.18	40	-0.09	0.99

TABLA 7.

Parámetros estadísticos post hoc (Test de Tukey) entre tratamientos para 4to día de exposición

Contrast	Estimate	SE	df	t. ratio	p value
Control-130	0.03	0.18	40	0.16	0.98
Control-150	0.16	0.18	40	0.83	0.65
130-150	0.13	0.18	40	0.71	0.75

TABLA 8.

Parámetros estadísticos post hoc (Test de Tukey) entre tratamientos para 8vo día de exposición

Contrast	Estimate	SE	df	t. ratio	p value
Control-130	0.33	0.18	40	0.16	0.19
Control-150	0.16	0.18	40	0.87	0.01
130-150	0.13	0.18	40	0.71	0.75

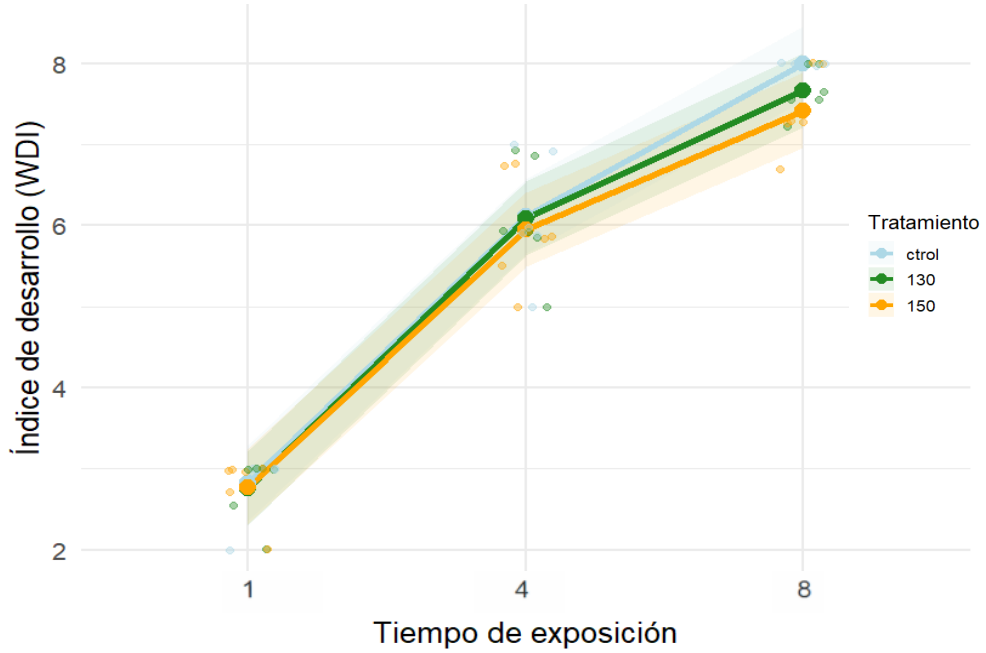


Figura 5:

Índice de desarrollo (WDI) a través del tiempo para los tratamientos (control, 130 y 150 dB). Representando las observaciones, ± IC 95%, valores y medias estimadas.

Al observar la (Figura 5) posible identificar que durante el 1er día de exposición no existe una diferencia entre ninguno de los tratamientos, indicando que todos están desarrollándose de manera similar entre sí, encontrándose en etapas cercanas a FII y FIII. Luego, en el 4to día de exposición se observa como los individuos en todos los tratamientos continúan desarrollándose de manera similar y se encuentran en etapas más avanzadas entre FV y FVII. Durante el último día de exposición es posible observar cómo los individuos de todos los tratamientos alcanzan las fases finales de desarrollo FVII y FVIII, sin embargo, también se distingue como el tratamiento de 150 dB está levemente por debajo del control y del 130 dB, lo cual indica que a pesar de que el desarrollo este ocurriendo y los individuos presenten un avance de desarrollo, éste ocurre de manera más lenta que en los demás tratamientos (Tabla 8).

Sobrevivencia

Dentro de lo que se observó para sobrevivencia fue posible encontrar huevos clasificados como muertos, los cuales se encontraban en un estado que no se consideró viable a seguir desarrollándose, como, embriones implosionados, donde toda la materia se encontraba deforme y esparcida dentro del área del huevo. En otros casos se observaron conchas de larvas veliger repletas de organismos externos a la postura, evidenciando que estos se estaban alimentando de las larvas y por consecuencia disminuyendo la sobrevivencia de estas.

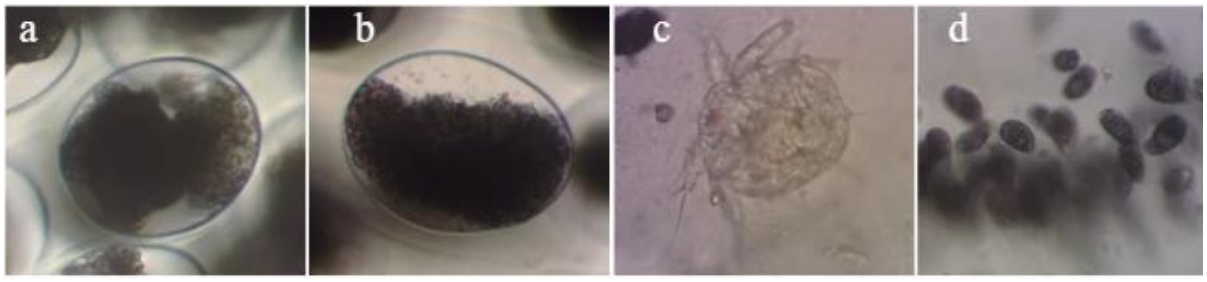


Figura 6:

a-b) Embriones implosionados considerados no viables; c); d) organismos externos a la postura alimentándose

En cuanto a los resultados estadísticos obtenidos para sobrevivencia con el primer modelo GLM de distribución gaussiana (AIC= 361.7), el cual poseía todas las interacciones entre

postura, tratamientos de ruido y día de exposición (tiempo), no se logró evidenciar un efecto o una interacción significativa (Tabla 9). Debido a la cantidad de parámetros a evaluar y la inestabilidad del modelo, se redujo a uno que incluyera los tratamientos de ruido, día de exposición (tiempo) y la interacción entre estos factores sobre la sobrevivencia (AIC=348.9) (Tabla 10), de forma independiente ninguno de estos resultados fue significativo. Sin embargo, la interacción entre estos, específicamente la del tratamiento de 150 dB con el día de exposición (tiempo) resultó ser significativa. Debido a esto se redujo aún más el modelo y se realizó uno que solo evaluara la interacción entre tratamientos de ruido y días de exposición (tiempo) (Tabla 11), este modelo arrojó resultados similares en cuanto al tratamiento control no significativo, con variaciones en los tratamientos de ruido. El tratamiento de 130 dB no resultó significativo, pero si presentó una tendencia, en cambio el tratamiento de 150 dB al igual que en el modelo anterior presentó un resultado significativo con coeficiente negativo. Finalmente se realizó un análisis de residuos y prueba de normalidad ($W = 0.95$, $p = 0.05$). En base a los resultados obtenidos y los AIC que arrojó cada modelo utilizado se concluye que el más adecuado y explicativo corresponde al 3er modelo implementado, (AIC= 345.1) (R^2=0.60). Por lo tanto, se puede deducir que existe una disminución significativa de la sobrevivencia de individuos a medida que estos tengan un mayor tiempo de exposición al tratamiento de 150 dB.

TABLA 9.

Valores GLM para modelo 1

Interacción	Estimate	Std. error	t value	p value
Intercepto	3.80	0.13	27.24	<0.01
Postura 2	0.10	0.18	0.57	0.57
Postura 3	0.05	0.19	0.17	0.79
Postura 4	0.06	0.19	0.34	0.73
Postura 5	0.10	0.18	0.53	0.60
Postura 6	0.05	0.19	0.27	0.79
130	0.07	0.19	0.36	0.72
150	-0.01	0.21	-0.07	0.72
Tiempo	0.002	0.02	0.08	0.93
Postura 2: 130	-0.11	0.27	-0.42	0.68
Postura 3: 130	-0.11	0.27	-0.40	0.69
Postura 4: 130	-0.06	0.27	-0.23	0.81
Postura 5: 130	-0.14	0.27	-0.51	0.61
Postura 6: 130	-0.20	0.28	-071	0.48
Postura 2: 150	-0.07	0.28	-0.27	0.78
Postura 3: 150	0.04	0.29	0.14	0.89
Postura 4:150	0.10	0.30	0.35	0.72
Postura 5:150	0.11	0.28	0.42	0.68
Postura 6: 150	0.19	0.30	-0.63	0.53
Postura 2: tiempo	-0.002	0.03	-0.06	0.94
Postura 3: tiempo	-0.0004	0.03	-0.01	0.99
Postura 4: tiempo	-0.003	0.03	-0.10	0.91
Postura 5: tiempo	-0.002	0.03	-0.05	0.95
Postura 6: tiempo	-0.0004	0.03	-0.01	0.99
130: tiempo	-0.04	0.04	-1.10	0.28
150: tiempo	-0.06	0.04	-1.42	0.17
Postura 2: 130: tiempo	0.04	0.05	0.81	0.42
Postura 3: 130: tiempo	0.05	0.05	0.93	0.36
Postura 4: 130: tiempo	0.02	0.05	0.44	0.66
Postura 5: 130: tiempo	0.03	0.05	0.56	0.57
Postura 6: 130: tiempo	0.03	0.05	0.64	0.52
Postura 2: 150: tiempo	0.05	0.05	0.92	0.34
Postura 3: 150: tiempo	0.001	0.06	0.01	0.98
Postura 4: 150: tiempo	-0.09	0.07	-1.20	0.24
Postura 5: 150: tiempo	-0.02	0.06	-0.44	0.66
Postura 6: 150: tiempo	0.01	0.06	0.29	0.77

TABLA 10:

Valores GLM para modelo 2 (ajustado)

Interacción	**Estimate**	**Std. error**	**t value**	**p value**
Intercepto	3.86	0.05	76.0	< 0.01
130	-0.33	0.07	-0.45	0.64
150	-0.02	0.07	-0.26	0.79
tiempo	0.00	0.01	0.08	0.93
130: tiempo	-0.01	0.01	-0.91	0.36
150 : tiempo	-0.06	0.01	-3.98	<0.01

TABLA 11:

Valores GLM para modelo 3 (ajustado)

Interacción	**Estimate**	**Std. error**	**t value**	**p value**
Intercepto	3.85	0.03	124.6	<0.01
control- tiempo	0.00	0.01	0.50	0.61
130-tiempo	-0.01	0.01	-1.91	0.06
150-tiempo	-0.06	0.01	-6.56	<0.01

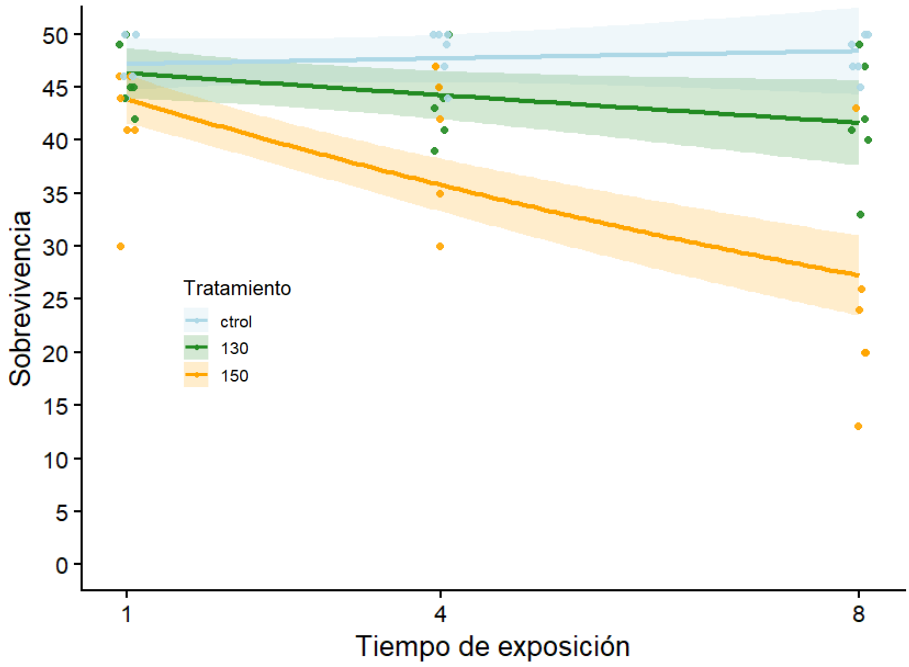


Figura 8.

Efecto de los tratamientos (control, 130 y 150 dB) en la sobrevivencia (n° de individuos) a través del tiempo de exposición (días). Representando valores observados y medias ± IC 95% estimadas

En la fig. 8 es posible observar una clara tendencia, donde el tratamiento control se mantiene estable a lo largo de toda la duración del experimento, mientras que los tratamientos de ruido presentan variaciones a medida que avanza y aumenta el tiempo de exposición. En cuanto los resultados luego del primer día de exposición a los experimentos también es posible observar un efecto mayor del tratamiento de 150 dB, seguido por el de 130 dB, que de igual forma se encuentra cercano al tratamiento control, lo que podría indicar que a pesar del poco tiempo transcurrido hasta aquel momento el tratamiento de 150 dB actúa de manera distinta sobre la sobrevivencia. Analizando los datos del último día de exposición se puede decir que el tratamiento de 150 dB y un mayor tiempo de presencia a estos ruidos disminuye la sobrevivencia de los individuos.

DISCUSIÓN

Efectos por estrés acumulativo

Acorde a los resultados obtenidos en este estudio fue posible evidenciar que, tanto para índices de avance desarrollo y sobrevivencia los efectos fueron mayores al pasar más tiempo bajo exposición a ruidos de motores fuera de borda proyectados en laboratorio. Tal como se observa en la Fig.5 para el desarrollo embrionario, se observó que durante los primeros días los tratamientos de ruido no ejercen un efecto significativo en comparación al control. Sin embargo, se evidencia que, durante el último día de exposición, el cual corresponde al día 8 los tratamientos de ruido si ejercen un efecto sobre el tiempo de desarrollo, siendo los embriones del tratamiento a 150 dB los mayores afectados, indicando que a pesar de la poca diferencia que existe entre el efecto del control y 130 dB, el desarrollo ocurre, pero de forma más lenta. Si bien no es posible describir un retraso completo del desarrollo, si se puede describir una ralentización de este cuando los individuos se encuentran expuestos por una mayor cantidad de tiempo a intensidades sonoras más altas.

Así mismo, en cuanto a las etapas identificadas para *T. darwini* se considera que siguieron un desarrollo progresivo, similar a lo descrito para otros moluscos y específicamente nudibranquios, donde se presentan etapas embrionarias y larvales diferenciadas.(Perron & Turner 1977a; Goddard & Green 2013; Yusuf & Mohd Husin 2019). Sin embargo, esta caracterización no había sido anteriormente descrita de manera específica para la especie objetivo, por lo que en el estudio realizado se consideró un marco de referencia temporal, con ciertos aspectos morfológicos que permiten diferenciar una etapa de otra a través del tiempo.

En cuanto a sobrevivencia se observa una tendencia similar (Figura 8), donde los individuos expuestos durante mayor tiempo a ruidos presentan una menor sobrevivencia que los que se encontraron expuestos durante menos tiempo. Aun así, la sobrevivencia se ve mayormente afectada que el desarrollo desde estadíos más tempranos, ya que está comienza a presentar valores más bajos desde el 1er día de exposición, aunque, en este caso no se ve una diferencia significativa al comparar los tratamientos entre sí. Es posible hacerlo desde el 4to día de exposición viendo una tendencia en la disminución de la sobrevivencia por efecto de los

ruidos emitidos, hasta llegar al 8vo día de exposición donde los valores disminuyen significativamente en el tratamiento de mayor intensidad sonora (150 dB).

Aquello podría estar ligado propiamente al tiempo, donde se comienzan a evidenciar repercusiones luego de periodos más prolongados, dando como resultado un efecto por estrés acumulativo. Se asocia también que durante las primeras etapas de desarrollo los embriones son menos susceptibles a la percepción de los ruidos y no poseen un mecanismo de percepción al movimiento de partículas y presión sonora, como lo son los estatocistos, descritos como estructuras pares que se sitúan en la base del pie en nudibranquios (Perron & Turner 1977b; Chia et al. 1981). A medida que el organismo se desarrolla a etapas más avanzadas se observa la formación de los estatocistos, lo que permite considerar que la aparición de estos órganos está relacionada a una mayor susceptibilidad hacia la emisión de ruidos. Estos órganos comienzan a formarse durante la etapa de pre-veliger y son distinguibles en la larva veliger (Yusuf & Mohd Husin 2019; Khoroshutina 2023), la etapa donde en el estudio se evidencia mayor ralentización de desarrollo y menor sobrevivencia.

Así mismo en el estudio realizado por de Soto et al. (2013), donde evaluaron los efectos de ruidos de bajas frecuencias producidos por estudios sísmicos entre los 131-161 dB re 1 µPa RMS, sobre estados tempranos de *Pecten novaezelandiae* un bivalvo. Reportaron una alta proporción de larvas con malformaciones y retraso del desarrollo cuando estas se encontraban expuestas a los ruidos emitidos, desde el 1er día de exposición, mientras que en control todo ocurría sin efectos visibles. Aquel patrón se hizo más evidente con el paso del tiempo del experimento, dando como resultado que una exposición prolongada a los ruidos de bajas frecuencias tiene un mayor efecto en el avance del desarrollo morfológico y crecimiento.

Los resultados indican que a mayor tiempo de exposición se podría crear una mayor fuente de estrés acumulada, lo que causa que los efectos se manifiesten durante etapas desarrollo más avanzadas, de igual forma, se considera que la similitud entre los resultados puede deberse a las características propias del desarrollo de los organismos estudiados. Si bien, nudibranquios y ostiones son organismos fácilmente diferenciados, comparten similitudes respecto a su desarrollo temprano, ambas especies poseen un desarrollo indirecto pasando por etapas como, larva trocófora hasta la aparición de una larva veliger.

En la misma línea, Nedelec et al. (2014), al exponer huevos de *Stylocheilus striatus* un gasterópodo bajo ruidos de embarcaciones con un rango de frecuencia de 100 a 3.000 Hz, encontraron un efecto sobre el desarrollo y mortalidad larval. En comparación con los tratamientos que poseían ruido ambiental, se vio una disminución del desarrollo y un aumento en la mortalidad, durante las etapas más avanzadas, específicamente durante el desarrollo de la larva veliger y eclosión al estar expuesto a ruidos de embarcaciones. De esta forma se indica que existe una mayor probabilidad de que el ruido antropogénico afecte sobre las etapas tempranas de invertebrados marinos dependiendo del tiempo de exposición.

Tal como lo expuesto en este trabajo donde se ve una diminución de sobrevivencia y un efecto en el desarrollo, aun que este sea menor. También es importante considerar que, diversos invertebrados marinos que posean desarrollos embrionarios-larvales similares también podrían verse afectados por la emisión de ruidos antropogénicos, específicamente ruidos emitidos por motores fuera de borda, en mayor o menor medida dependiendo de la especie (Aspirault et al. 2023; Olivier et al. 2023; Sal Moyano et al. 2024; Tu et al. 2024).

Implicancias biológicas

Los resultados de este estudio en conjunto con literatura indican que los ruidos antropogénicos producidos en los océanos tienen un impacto sobre la fauna marina, específicamente durante las etapas de desarrollo temprano. Si bien el efecto puede ocurrir de diversas formas y a distintos niveles, sigue considerándose que estos modifican las variables sobre las que ejercen el efecto, sea un impacto negativo o positivo y en algunos casos neutro.

Los efectos durante etapas larvales tienen un gran impacto a nivel ecológico, debido a que la duración del estado larval puede comprometer el ciclo vital y determinar la dispersión de los organismos, así como también la capacidad de alimentación (Clark 1975). Consecuentemente, la presencia y abundancia de individuos adultos está condicionada por la proporción de organismos en estadios tempranos que logren desarrollarse correctamente y sobrevivir hasta la etapa adulta. Siguiendo esta misma línea, los efectos sobre las primeras etapas del ciclo de vida, ya sean de carácter morfológico, genético, conductual o asociados a ciertos mecanismos de percepción, pueden transferirse o persistir a lo largo de la ontogenia afectando en procesos biológicos determinantes, como, capacidad de alimentación, detección de depredadores,

reproducción o apareamiento (Ruiz-Ruiz et al. 2020), movilidad y otros dados a través de la genética (Filiciotto et al. 2016).

En cuanto al rol ecológico de los nudibranquios se destaca su amplia distribución a nivel mundial, habitando a lo largo de casi todos los océanos y diversos tipos de ambiente, tanto en zonas intermareales como submareales, teniendo así interacción con diversas especies (Herrero 2016). Estos organismos son parte de la trama trófica marina actuando como depredadores especializados, su alimentación suele ser carnívora, con briozoos, cnidarios y esponjas como parte de su dieta y también actuando como presas de otros organismos (Hadfield 1963; Clark 1975). La especificidad trófica mencionada, ha permitido evidenciar relaciones coevolutivas entre nudibranquios y sus presas, las cuales suelen poseer defensas químicas, a partir de esto las babosas marinas han desarrollado la capacidad de almacenar, digerir y en algunos casos modificar metabolitos secundarios provenientes del alimento, utilizándolos como mecanismos de defensa química ante la depredación (Winters et al. 2018). Debido a esto y su especificidad alimenticia se han realizado estudios donde se pone a prueba el control de especies exóticas invasoras, específicamente anemonas, a través de nudibranquios (Wagner et al. 2009), así como también son considerados bioindicadores del medio marino, ya que responden de forma sensible a los cambios ambientales, como contaminación, cambio climático y otras perturbaciones.

El modelo de estudio, *Thecacera darwini* es una especie nativa de Chile que también cuenta con distribución en Perú, esta especie según observaciones personales y bibliográficas se alimenta de briozoos (Zagal & Hermosilla 2007), específicamente de *Bugulina flabellata* una especie exótica invasora, que se encuentra abundantemente en la región del Biobío y el país (Leclerc et al. 2018; Pinochet et al. 2023). Si bien a nivel de especie no existe abundante información sobre mecanismos que podrían actuar como control de especies invasoras u otros aspectos bioquímicos, es importante considerar que se trata de una especie nativa que podría tener un potencial dentro del control de especies no indígenas y otras implicancias biológicas, actuando como agente de resistencia abiótica. Sin embargo esta interacción debe ser estudiada a mayor profundidad (Wagner et al. 2009).

Medidas de manejo y conservación

Las antropofonías en los océanos, debido a su nivel de impacto, son globalmente reconocidas como contaminación acústica submarina. Esta problemática en Chile ha ido

tomando más relevancia con el paso del tiempo, al ser un país con extensa zona costera (6.400 km aprox.) y una gran diversidad marina se ha discutido la implementación de políticas ambientales. Sin embargo, hasta la fecha solo se han desarrollado criterios técnicos por el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) "Criterio de evaluación en el SEIA: Predicción y evaluación de impactos por ruido submarino". A pesar de que el criterio sea un gran paso al reconocimiento y medidas de manejo o mitigación de efectos por parte de las antropofonías, posee limitaciones de carácter adaptativo, ya que su aplicación depende directamente del enfoque de los proyectos a realizar, ausentándose límites máximos u obligatorios de umbrales acústicos, considerando también que el criterio se basa principalmente en mamíferos marinos, peces y tortugas.

En cuanto al emisor más frecuente de ruidos antropogénicos a nivel mundial se destacan las embarcaciones, en Chile, las embarcaciones menores (Yori 2023). Como se observa en la (tabla 1), los niveles sonoros de las embarcaciones pequeñas pueden ir desde los 160-180 dB re 1µPa-m, dependiendo de la cercanía de la fuente, lo cual también varía acorde a la velocidad, tamaño y potencia de la embarcación, así como también de la cavitación de la hélice. Por lo tanto, las estrategias de manejo y control deberían considerarse de manera más amplia y no adecuarse solo a proyectos puntuales, indicando regularización de velocidad en zonas críticas, temporadas de menor emisión, rutas más específicas de tránsito marítimo, monitoreo de organismos, entre otros (Markus & Sánchez 2018; Popper et al. 2020; Yori 2023).

Es por esto, que se destaca la importancia tanto de las evidencias bibliográficas reportadas y lo que aporta el presente estudio, permitiendo que, a partir del conocimiento sobre los efectos de la contaminación acústica se fortalezca la relevancia a la realización y adaptación de los criterios técnicos, legislación y políticas ambientales sobre la evaluación e impacto de las antropofonías sobre la biodiversidad marina. Considerando los diversos niveles de efecto y la posibilidad de que estos sean negativos o beneficiarios para ciertas especies, aun considerando la alteración de la biología natural de algunos organismos, a pesar del tipo efecto.

Proyecciones

Los resultados obtenidos en el presente estudio permiten realizar proyecciones hacia la profundización de estudios experimentales que evalúen los efectos de diversos ruidos antropogénicos a nivel nacional, durante el ciclo ontogénico de las especies, tanto de

importancia comercial como ecológica, evaluando niveles de exposición específicos de las fuentes y estados determinantes del desarrollo, realizando un seguimiento cronológico-temporal. De igual manera se considera la implementación de herramientas genéticas, lo cual no fue posible realizar durante esta investigación.

Así mismo se considera un posible umbral de afectación desde los 130 dB re 1 µPa-m, debido a los resultados obtenidos en desarrollo y sobrevivencia. Donde se observa una tendencia que se encuentra relativamente cercana y similar al tratamiento control durante los primeros días para ambos casos, sin embargo, con el paso del tiempo se observa una tendencia constante en la disminución, tanto de sobrevivencia como de desarrollo en forma de ralentización. De esta forma se considera que los individuos expuestos a estas intensidades sonoras podrían estar experimentando distintos tipos de respuesta al factor acústico que no se manifiestan inmediatamente. Estos datos podrían resultar como información base a nivel de reglamentación ambiental, dando indicios hacia el fortalecimiento de criterios a evaluar sobre invertebrados marinos y etapas embrionarias-larvales como base de futuras estrategias de manejo y conservación de organismos.

CONCLUSIONES

1. Los resultados de esta tesis demuestran que el ruido submarino generado por motores fuera de borda no actúa como un estresor instantáneo, sino como un factor cuyo impacto se incrementa con el tiempo de exposición y con la intensidad sonora. En particular, el tratamiento de 150 dB re 1 µPa produjo efectos negativos acumulativos sobre el desarrollo embrionario y la sobrevivencia, evidenciando que la combinación de alta intensidad y exposición prolongada es crítica para las etapas tempranas del ciclo de vida de *Thecacera darwini*.
2. Se evidencia que los efectos del ruido son más pronunciados durante las etapas larvales avanzadas, especialmente en la fase de larva veliger, donde se observa una ralentización significativa del desarrollo y una disminución marcada de la sobrevivencia. Esto sugiere que la aparición de estructuras sensoriales asociadas a la percepción del movimiento de partículas y presión sonora incrementa la susceptibilidad de los organismos al ruido antropogénico.
3. La reducción en la sobrevivencia y la alteración del ritmo de desarrollo durante fases críticas de la ontogenia pueden comprometer procesos clave como la dispersión larval, el reclutamiento y, en última instancia, la abundancia de poblaciones adultas. Debido al rol ecológico de los nudibranquios como depredadores especializados y bioindicadores, estos efectos podrían tener consecuencias indirectas sobre la estructura y dinámica de comunidades bentónicas costeras.
4. Los hallazgos de esta tesis aportan evidencia experimental que respalda la necesidad de incorporar a los invertebrados marinos y a sus etapas embrionarias-larvales en los marcos de evaluación de impacto por ruido submarino. En particular, los resultados refuerzan la urgencia de desarrollar criterios regulatorios más integrales que consideren fuentes frecuentes de ruido, como las embarcaciones menores, y que permitan definir umbrales acústicos y medidas de mitigación orientadas a la conservación de la biodiversidad marina.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. IEEE Transactions on Automatic Control 19(6): 716-723. DOI: 10.1109/TAC.1974.1100705.

Aspirault A, Winkler G, Jolivet A, Audet C, Chauvaud L, Juanes F, Olivier F, Tremblay R (2023) Impact of vessel noise on feeding behavior and growth of zooplanktonic species. Frontiers in Marine Science 10: 1111466. DOI: 10.3389/fmars.2023.1111466.

Au W, Hastings MC (2008) Principles of Marine Bioacoustics. Springer US, New York, NY. 679 pp. DOI: 10.1007/978-0-387-78365-9.

Camacho HH, Longobucco MI, Eds. (2008) Los invertebrados fósiles. 1.ª Ed. FHN [u.a.], Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara. 440 pp.

Chia FS, Koss R, Bickell LR (1981) Fine structural study of the statocysts in the veliger larva of the nudibranch, Rostanga pulchra. Cell and Tissue Research 214(1): 67-80. DOI: 10.1007/BF00235145.

Clark K (1975) Nudibranch life cycles in the Northwest Atlantic and their relationship to the ecology of fouling communities. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 27(1): 28-69. DOI: 10.1007/BF01611686.

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.

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.

Fernandez-Ovies C (2018) clasificacion morfologica puestas opistobranquios.

Filiciotto F, Vazzana M, Celi M, Maccarrone V, Ceraulo M, Buffa G, Arizza V, de Vincenzi G, Grammauta R, Mazzola S, Buscaino G (2016) Underwater noise from boats: Measurement of its influence on the behaviour and biochemistry of the common prawn (*Palaemon serratus*, Pennant 1777). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 478: 24-33. DOI: 10.1016/j.jembe.2016.01.014.

Franz DR (1975) Opisthobranch Culture. En: Smith WL, Chanley MH (Eds.) Culture of Marine Invertebrate Animals (pp. 245-256). Springer US, Boston, MA. DOI: 10.1007/978-1-4615-8714-9_16.

Gigot M, Olivier F, Cervello G, Tremblay R, Mathias D, Meziane T, Chauvaud L, Bonnel J (2023) Pile driving and drilling underwater sounds impact the metamorphosis dynamics of Pecten maximus (L., 1758) larvae. Marine Pollution Bulletin 191: 114969. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.114969.

Goddard J, Green B (2013) Developmental Mode in Opisthobranch Molluscs from the Northeast Pacific Ocean: Additional Species from Southern California and Supplemental Data. Bulletin Southern California Academy of Sciences 112: 49-62. DOI: 10.3160/0038-3872-112.2.49.

Götz T (2009) Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. OSPAR Biodiversity Series.

Hadfield MG (1963) The Biology of Nudibranch Larvae. Oikos 14(1): 85-95. DOI: 10.2307/3564960.

Harris LG (1973) Nudibranch Associations. En: Current Topics in Comparative Pathobiology Vol. 2 (pp. 213-315). Elsevier. DOI: 10.1016/B978-0-12-153402-8.50012-6.

Herrero Barrencua A (2016) Biología y ecología de tres especies de nudibranquios de la familia Polyceridae. URL: https://accedacris.ulpgc.es/jspui/handle/10553/21847.

ISO (2017) Underwater acoustics — Terminology. URL: https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/iso?c=062406.

Jain-Schlaepfer S, Fakan E, Rummer JL, Simpson SD, McCormick MI (2018) Impact of motorboats on fish embryos depends on engine type. Conservation Physiology 6(1): 9. DOI: 10.1093/conphys/coy014.

Jalkanen J-P, Johansson L, Liefvendahl M, Bensow R, Sigray P, Östberg M, Karasalo I, Andersson M, Peltonen H, Pajala J (2018) Modelling of ships as a source of underwater noise. Ocean Science 14(6): 1373-1383. DOI: 10.5194/os-14-1373-2018.

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.

Ketten DR (1997) Structure and function in whale ears. Bioacoustics 8(1-2): 103-135. DOI: 10.1080/09524622.1997.9753356.

Khoroshutina OA (2023) Statoliths of Gastropods and Their Use as Recording Structures. Biology Bulletin 50(8): 1794-1810. DOI: 10.1134/S1062359023080113.

Leclerc J-C, Viard F, González Sepúlveda E, Díaz C, Neira Hinojosa J, Pérez Araneda K, Silva F, Brante A (2018) Non-indigenous species contribute equally to biofouling communities in international *vs* local ports in the Biobío region, Chile. Biofouling 34(7): 784-799. DOI: 10.1080/08927014.2018.1502276.

Marçal AR (2011) The Gastropod Statolith. Tesis doctoral o tesina. Universidade de Aveiro (Portugal), Portugal. 10 pp.

Markus T, Sánchez PPS (2018) Managing and Regulating Underwater Noise Pollution. En: Salomon M, Markus T (Eds.) Handbook on Marine Environment Protection : Science, Impacts and Sustainable Management (pp. 971-995). Springer International Publishing, Cham. DOI: 10.1007/978-3-319-60156-4_52.

McCarthy E, Ed. (2004) Scientific Aspects of Underwater Sound. En: International Regulation of Underwater Sound: Establishing Rules and Standards to Address Ocean Noise Pollution (pp. 9-81). Springer US, Boston, MA. DOI: 10.1007/1-4020-8078-6_2.

Meléndez B (1998) Tratado de paleontología. 3. ed. Consejo Superior de Investigaciones Científica, Madrid.

Méndez-Abarca F, Pepe-Victoriano R (2020) Invertebrados marinos del norte de Chile: guía para la identificación y mantención en cautiverio. Vol. ll Vol. II. Grupo editorial Fundación Reino Animal & ONG por la conservación de la vida salvaje, Arica, Chile. 27 pp.

Miksis-Olds JL, Martin B, Tyack PL (2021) Explorando el océano a través de paisajes sonoros. Ingenierias 24(91): 33-48. DOI: 10.29105/ingenierias24.91-21.

Molina Valdivia V (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. Universidad Católica de la Santísima Concepción. (56pp) URL: https://tesis.ucsc.cl/handle/25022009/4187.

Moretti PF, Affatati A (2023) Understanding the Impact of Underwater Noise to Preserve Marine Ecosystems and Manage Anthropogenic Activities. Sustainability 15(13): 10178. DOI: 10.3390/su151310178.

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.

Olivier F, Gigot M, Mathias D, Jezequel Y, Meziane T, L'Her C, Chauvaud L, Bonnel J (2023) Assessing the impacts of anthropogenic sounds on early stages of benthic invertebrates: The " *LARVOSONIC* system". Limnology and Oceanography: Methods 21(2): 53-68. DOI: 10.1002/lom3.10527.

Perron FE, Turner RD (1977) Development, metamorphosis, and natural history of the nudibranch *Doridella obscura* Verrill (Corambidae: Opisthobranchia). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 27(2): 171-185. DOI: 10.1016/0022-0981(77)90137-X.

Pijanowski BC, Villanueva-Rivera LJ, Dumyahn SL, Farina A, Krause BL, Napoletano BM, Gage SH, Pieretti N (2011a) Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. BioScience 61(3): 203-216. DOI: 10.1525/bio.2011.61.3.6.

Pijanowski BC, Farina A, Gage SH, Dumyahn SL, Krause BL (2011b) 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.

Pinochet J, Brante A, Daguin-Thiébaut C, Tellier F, Viard F (2023) Investigating the risk of non-indigenous species introduction through ship hulls in Chile. Management of Biological Invasions 14(1): 156-177. DOI: 10.3391/mbi.%202023.14.1.09.

Popper AN, Hawkins AD, Thomsen F (2020) Taking the Animals' Perspective Regarding Anthropogenic Underwater Sound. Trends in Ecology & Evolution 35(9): 787-794. DOI: 10.1016/j.tree.2020.05.002.

Pyc C, Lucke K, Ainslie M, Zeddies D, Weirathmuller M, Racca R (2019) Underwater Acoustics: Noise and the effects on Aquatic Life. Jasco applied sciences. 88 pp.

Reynolds JE (1999) Biology of Marine Mammals. Smithsonian Institution. 589 pp.

Ross D (2013) Mechanics of Underwater Noise. Elsevier. 390 pp.

Ruiz-Ruiz PA, Hinojosa IA, Urzua A, Urbina MA (2020) Anthropogenic noise disrupts mating behavior and metabolic rate in a marine invertebrate. Proceedings of Meetings on Acoustics 37(1): 040006. DOI: 10.1121/2.0001302.

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: 12. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2024.116564.

Saura FJR (2014) La Contaminación Acústica Submarina: Fuentes e Impacto Biológico 1-6.

Solé M, Sigray P, Lenoir M, Van Der Schaar M, Lalander E, André M (2017) Offshore exposure experiments on cuttlefish indicate received sound pressure and particle motion levels associated with acoustic trauma. Scientific Reports 7(1): 45899. DOI: 10.1038/srep45899.

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.

Thomsen F, Borsani F, Clarke D, De Jong C, De Wit P, Goethals F, Holtkamp M, Martin ES, Spadaro P, Van Raalte G, Victor GYV, Jensen A (2016) WODA Technical Guidance on Underwater Sound from Dredging. En: Popper AN, Hawkins A (Eds.) The Effects of

Noise on Aquatic Life II Vol. 875 (pp. 1161-1166). Springer New York, New York, NY. DOI: 10.1007/978-1-4939-2981-8_145.

Tu Z, Li C, Jia J, Shen H (2022) Behavioral and Physiological Responses of Sea Slug *(Onchidium reevesii)* to Low-Frequency Noise. Journal of Ocean University of China 21(6): 1607-1614. DOI: 10.1007/s11802-022-5041-z.

Tu Z, Tang L, Khan FU, Hu M, Shen H, Wang Y (2024) Low-frequency noise impairs righting reflex behavior by disrupting central nervous system in the sea slug *Onchidium reevesii.* Science of The Total Environment 918: 170552. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170552.

Valera M, Rodríguez I, Rodríguez J (2023) Conceptos Básicos de la Ciencia del Sonido en el Mar. MonografiasUMAEditorial. UMA Editorial. Universidad de Málaga, Málaga. DOI: 10.24310/mumaedmumaed.47.

Vermeij G (2010) Sound reasons for silence: why do molluscs not communicate acoustically?: Sound Reasons for Silence. Biological Journal of the Linnean Society 100(3): 485-493. DOI: 10.1111/j.1095-8312.2010.01443.x.

Wagner D, Kahng SE, Toonen RJ (2009) Observations on the life history and feeding ecology of a specialized nudibranch predator *(Phyllodesmium poindimiei)*, with implications for biocontrol of an invasive octocoral (*Carijoa riisei*) in Hawaii. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 372(1-2): 64-74. DOI: 10.1016/j.jembe.2009.02.007.

Wale M, Briers R, 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.

Webb J (1999) Larvae in Fish Development and Evolution. En: The Origin and Evolution of Larval Forms (pp. 109-158). Elsevier, Villanova, Pennsylvania. DOI: 10.1016/B978-012730935-4/50005-5.

Winters A, White A, Dewi A, Mudianta I, Wilson N, Forster L, Garson M, Cheney KL (2018) Distribution of Defensive Metabolites in Nudibranch Molluscs. Journal of Chemical Ecology 44(4): 384-396. DOI: 10.1007/s10886-018-0941-5.

Yori A (2023) Field Study on Underwater Noise Emitted by Small Tourist Boats. Comparison Between the Use of Electric and Combustion Motors. Archives of Acoustics 347-358. DOI: 10.24425/aoa.2023.145239.

Yusuf Y, Mohd Husin N (2019) Embryonic and larval development of the nudibranch *Phyllidiella nigra.* ResearchGate. URL: https://www.researchgate.net/publication/338116779_Embryonic_and_larval_development_of_the_nudibranch_Phyllidiella_nigra.

Zagal C, Hermosilla C (2007) Guía de invertebrados marinos del sur de Chile/Guide to marine invertebrates of southern Chile.