INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA DURANTE 2015 EN BAHÍA MAGDALENA, B.C.S.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRÍA EN CIENCIAS MARINAS

PRESENTA

EMILIO ALEJANDRO ALEMANY RODRÍGUEZ

LA PAZ, B.C.S., ABRIL DE 2019.

SIP-14 BIS

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 20 del mes de Mayo del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA DURANTE 2015 EN BAHÍA MAGDALENA, B.C.S."

Presentada por el alumno:

ALEMANY	RODRÍGUEZ	EMILIO ALEJANDRO
Apellido paterno	materno	nombre(s)

Con registro:

B	1	7	0	6	4	2

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron ***APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS***, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO
Director de Tesis

DR. RENÉ FUNES RODRÍGUEZ
2°. Director de Tesis

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE

DR. ROGELIO GONZÁLEZ ARMAS

DRA. GLADYS ANGÉLICA LÓPEZ IBARRA

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO

PODER EJECUTIVO FEDERAL
MÉXICO, D.F.

I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., **el día** 21 **del mes de** Mayo **del año** 2019

El (la) que suscribe BIÓL. EMILIO ALEJANDRO ALEMANY RODRÍGUEZ **Alumno (a) del Programa**

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro B170642 **adscrito al** CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. SERGIO HERNÁNDEZ TRUJILLO Y DR. RENÉ FUNES RODRÍGUEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ZOOPLANCTÓNICA DURANTE 2015 EN BAHÍA MAGDALENA, B.C.S."

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: ealemany1990@gmail.com - strujil@ipn.mx – rfunes@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

BM. EMILIO ALEJANDRO ALEMANY RODRIGUEZ

Nombre y firma del alumno

A mis padrinos Marta y Esteban

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecer a mi familia, siempre pendientes de mi bienestar aún en la distancia y constantemente preocupados por mí. A mi esposa, que comparte todos mis días, las alegrías y penas, que es mi sostén en todo lo que hago. A mis simbiontes y mis amigos, que supieron siempre estar ahí cuando los necesité. A mis tutores, por ser excelentes guías, profesores, amigos y por la paciencia y el empeño mostrados durante la realización de este trabajo. A mi comité tutorial, que siempre se mostró con la mejor disposición de ayudar y cuyos consejos fueron muy valiosos para la finalización de este documento. Al grupo de trabajo de Departamento de Plancton, por las ideas y sugerencias aportadas. A todo el personal académico y administrativo del CICIMAR con el que interactué, por el apoyo constante. Al Instituto Politécnico Nacional, a CONACYT, al Instituto Nacional de Pesca y al sistema de apoyo de becas BEIFI. Agradecimientos especiales al Instituto Milenio de Oceanografía de la Universidad de Concepción, Chile. Finalmente, a todas aquellas personas que de una forma u otra colaboraron con la realización de este documento aportando su granito de arena.

A todos……..Muchas Gracias!!!!!

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS V
ÍNDICE DE TABLAS VII
GLOSARIO VIII
RESUMEN XI
ABSTRACT XII
1- INTRODUCCIÓN 1
2- ANTECEDENTES 4
2.1- Comunidad Zooplanctónica en Bahía Magdalena 4
2.2- Grupos Tróficos 6
2.3- Mortalidad Natural 7
3- JUSTIFICACIÓN 9
4- HIPÓTESIS 9
5- OBJETIVO GENERAL 9
5.1- Objetivos Específicos 9
6- MATERIALES Y MÉTODOS 10
6.1- Área de Estudio 10
6.2- Muestreo de campo 11
7- RESULTADOS 14
7.1- Descripción del ambiente 14
7.2- Composición y abundancia de la Comunidad Zooplanctónica 16
7.3- Análisis de la abundancia 17
7.4- Grupos Funcionales Tróficos 26
7.5- Mortalidad Natural. 29
8- DISCUSIÓN 35
8.1- Variabilidad Ambiental 35
8.2- Variabilidad de la estructura comunitaria del zooplancton 37
8.2.1- Comunidad Zooplanctónica 37
8.2.2- Copépodos 38
8.2.3- Cladóceros 39
8.3- Análisis Estadístico 40
8.4- Grupos Tróficos 41

8.4.1- Comunidad Zooplanctónica 41
8.4.2- Copépodos 42
8.5- Mortalidad Natural 43
9- CONCLUSIONES 47
10- RECOMENDACIONES 48
11- LITERATURA CITADA 49
12- ANEXOS 63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Zona de estudio: Bahía Magdalena, BCS. Se muestran en negrita las cuatro estaciones de muestreo. 11
Figura 2. Variación anual de las variables ambientales en Bahía Magdalena, B.C.S. A) Temperatura, B) Salinidad, C) Oxígeno disueltos y D) Clorofila. 15
Figura 3. Abundancia relativa anual del zooplancton en Bahía Magdalena 2015.16
Figura 4. Abundancia temporal de los grupos del zooplancton en Bahía Magdalena 2015 17
Figura 5. Abundancia mensual de los copépodos en Bahía Magdalena 2015 . 18
Figura 6. Abundancia mensual de los diplostracos en Bahía Magdalena 2015 19
Figura 8. Abundancia espacial de los copépodos en Bahía Magdalena 2015 . 21
Figura 9. Abundancia espacial de los diplostracos en Bahía Magdalena 2015 22
Figura 10. Análisis de correspondencias canónicas de las estaciones de muestreo 23
Figura 11. Análisis de correspondencias canónicas de los grupos taxonómicos del zooplancton. 25
Figura 12. Composición de la comunidad de copépodos (Invierno y Primavera) de Bahía Magdalena en el 2015..... 27
Figura 13. Composición de la comunidad de copépodos (Verano y Otoño) de Bahía Magdalena en el 2015. 28
Figura 14. Abundancias relativas de los grupos funcionales tróficos zooplanctónicos. 29
Figura 15. Abundancia de los grupos zooplanctónicos en el sitio de estudio durante el 2015. 30
Figura 16. Comparación entre las abundancias totales y la de los organismos vivos. 31
Figura 17. Abundancia de los grupos zooplanctónicos vivos y muertos en el sitio de estudio durante el 2015. 32
Figura 18. Abundancias mensuales de los organismos vivos de los cinco grandes grupos en BM durante 2015. 33

Figura 19. Abundancia grupos de zooplancton vivos y muertos por estación de muestreo en el sitio de estudio durante el 2015. 34

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Eigenvalues de los ejes y varianza explicada (%) del análisis de correspondencia canónica..... 24

Tabla II. Análisis de correlación entre organismos vivos y variables ambientales30

GLOSARIO

Abundancia: Número de organismos por unidad de área o volumen.

Abundancia relativa: Proporción de organismos de un grupo taxonómico o especie en relación con el número total de individuos de todos los grupos taxonómicos o especies contadas en una muestra.

Biovolumen: abundancia de zooplancton expresada en unidad de volumen.

Clorofila-*a*: pigmento fotorreceptor responsable de la primera etapa en la transformación de la energía de la luz solar en energía química. Se encuentra en los cloroplastos, asociada a lípidos y lipoproteínas.

Comunidad: Todas las especies encontradas en un hábitat particular y que interactúan, directa o indirectamente.

Diversidad: Medida del número de grupos taxonómicos o de especies y su abundancia relativa en una comunidad.

Dominancia: Condición en una comunidad en la que una o varias especies en virtud de su número, ejercen influencia considerable sobre las demás especies y representan la mayor parte de la producción biológica de los ecosistemas en términos de abundancia o biomasa.

El Niño, Oscilación Del Sur (ENSO): Fluctuación recurrente en las presiones atmosféricas y en la temperatura del agua superficial en el Océano Pacífico.

Estratificación: Condición que implica la existencia de dos o más capas horizontales según su densidad, de tal manera que las capas menos densas están sobre las más densas.

Fitoplancton: Fitoplancton proviene del griego $\phi\ \iota\ \tau\ o\ \nu$ (phyton - planta) y $\pi\ \lambda\ \alpha\ \gamma\ \kappa\ \tau\ o\ \varsigma$ (planktos -errante). Es una comunidad de organismos microscópicos fotosintetizadores que viven suspendidos en la zona fótica de la columna de agua y cuya capacidad natatoria no logra nunca superar la inercia de las mareas, las olas, o las corrientes.

Grupo funcional: Se refiere al conjunto de grupos taxonómicos y/o especies que poseen atributos (morfológicos, fisiológicos, conductuales o de ciclo de vida) que son semejantes y que desempeñan papeles ecológicos equivalentes. En este caso, se consideró a cada grupo funcional por el tipo de alimentación: herbívoros, carnívoros, omnívoros y detritívoros.

Marea Muerta: Fenómeno de la marea ocurrido cuando las posiciones de la Luna, la Tierra y el Sol forman un ángulo recto (de 90 grados). En este caso, los efectos de la atracción gravitatoria lunar y la solar se contrarrestan, y la marea alta es de menor altura que de lo habitual. Esto es a causa de un fenómeno natural que ocurre de manera indefinida.

Masa de agua: Volumen de agua marina que tiene un origen común y una combinación distintiva de temperatura, salinidad y densidad.

Mortalidad: Relación existente entre la población total de un área dada y el número de muertes acaecidas en esa área en un período determinado.

Mortalidad Natural: Parte del total de mortalidad que se debe a causas diferentes a la pesca (por ejemplo, predación, enfermedad, canibalismo y, tal vez, una degradación del medio, como puede ser la contaminación). Todas estas causas de muerte se suelen agrupar ya que resulta difícil hacer una clasificación cuantitativa de las mismas.

Plancton: Organismos microscópicos que viven y flotan a merced de las corrientes, pueden ser marinos o de agua dulce.

Producción primaria: es la ponderación de la materia orgánica producida por unidad de área y tiempo por los organismos autótrofos, a través de la fotosíntesis.

Riqueza taxonómica: Número de grupos taxonómicos presentes en una muestra o región establecida.

Surgencia: Ascenso de aguas superficiales, más frías y con mayor concentración de nutrientes, que reemplazan las aguas superficiales en zonas restringidas del océano. Las surgencias más importantes que se presentan en el océano son las llamadas surgencias costeras, las cuales son provocadas por vientos hacia el ecuador en los océanos con frontera oriental.

Taxa: Plural de taxón.

Taxón: Unidad de clasificación taxonómica a la cual se asigna organismos.

Taxonomía: Estudio de la clasificación de los seres vivos conforme a sus semejanzas y diferencias, nombrándolos y asignándolos a ciertos taxones.

Variable ambiental: descriptor físico, químico, geológico y/o biológico que permite identificar una característica del ambiente.

Zooplancton: Componente heterótrofo del plancton de ambientes marinos y dulceacuícolas que presentan un movimiento pasivo en la columna de agua.

RESUMEN

Aunque está documentado que fenómenos oceanográficos como *El Niño* influyen en la abundancia y distribución del zooplancton, como se ha reportado para los copépodos y otros grupos del zooplancton, poco se sabe de la magnitud con la que afecta la estructura comunitaria zooplanctónica (base de la cadena trófica) en áreas de explotación pesquera y acuícola, como es Bahía Magdalena. Durante 2015, se realizaron muestreos de zooplancton y simultáneamente se midieron algunas variables ambientales (TSM, Salinidad, Oxígeno disuelto, Clorofila *a*). Los muestreos se realizaron durante mareas muertas en cuatro localidades localizadas entre el interior y cerca de la boca de acceso a la bahía, durante muestreos con periodicidad mensual. Este trabajo establece la magnitud de la variación de la estructura de la comunidad de zooplancton, mediante el análisis de la composición y abundancia de los grupos taxonómicos, estimación de su mortalidad natural, y la posible influencia de variables ambientales sobre cada una de las anteriores propiedades de la comunidad. Los taxa más abundantes fueron los copépodos, cladóceros, decápodos, huevos de peces y quetognatos, de un total de 33 grupos taxonómicos identificados. Dentro de los grupos tróficos funcionales de acuerdo a su preferencia alimentaria, se observó una predominancia de los omnívoros. La mortalidad natural fue mayor en abril, agosto y octubre, siendo mayor al interior de la bahía (E-4, Palmita), mientras que la menos afectada fue la estación acuícola cerca de la boca de acceso (E-6, Baja Seas). La mayor mortalidad se registró en los cladóceros y una mayor supervivencia para los copépodos.

Palabras clave: Bahía Magdalena, comunidades zooplanctónicas, grupos taxonómicos, mortalidad natural, grupos funcionales tróficos.

ABSTRACT

Although it is documented that oceanographic phenomena such as *El Niño* influence the abundance and distribution of zooplankton, as has been reported for copepods and other zooplankton groups, little is known about the magnitude of the zooplankton community structure (basement of the marine food web) in areas of fishing and aquaculture exploitation, such as Bahía Magdalena. Along 2015, zooplankton samples were taken and SST, Salinity, Dissolved Oxygen, and Chlorophyll *a* were measured. Samplings were carried out during dead tides in four oceanographic stations located in the interior and close to the entrance to the bay. This work establishes the magnitude of the variation of the structure of the zooplankton community, by analyzing the composition and abundance of the taxonomic groups, estimating their natural mortality, and the possible influence of environmental variables on each of the above community properties. The most abundant taxa were the copepods, cladocerans, decapods, fish eggs and chaetognaths, from 33 identified taxonomic groups. Within the functional trophic groups, according to their food preference, a predominance of the omnivores was observed. The natural mortality was higher in April, August and October, being higher within the bay (E-4, Palmita), while the less affected was the aquaculture station near the mouth of access (E-6, Baja Seas). The highest mortality was recorded for cladocerans and the greatest survival for the copepods.

Keywords: Bahía Magdalena, zooplanktonic communities, taxonomic groups, natural mortality, trophic functional groups.

1- INTRODUCCIÓN

En el ecosistema marino, el plancton depende para su distribución de las corrientes marinas; el zooplancton en particular se define como la fracción del plancton constituida por seres que se alimentan, por ingestión, de materia orgánica ya elaborada y presentan características morfo-fisiológicas que le permite llevar a cabo un papel fundamental en la transferencia de materia y energía en la red trófica (Lampert y Sommer, 2007; Colina, 2013). El conocimiento de la estructura del plancton y su funcionamiento depende, entre otras cosas, de conocer cómo, donde, cuando, cuanto y cuales grupos están presentes en un área determinada. De esta forma se pueden identificar tendencias de su distribución, composición y abundancia poblacional (Hendrick, 1993), las que a su vez permite realizar estudios con fines específicos destinados a resolver problemas e inquietudes particulares.

El zooplancton es continuamente empleado como indicador de la viabilidad para establecer zonas para acuacultura, ya que su composición y abundancia se consideran parámetros del estado de salud de los ecosistemas marinos (Lavaniegos *et al*., 2015). Trabajos realizados acerca de la composición y abundancia de comunidades fitoplanctónicas y zooplanctónicas han analizado sus cambios estacionales y anuales, demostrando una fuerte susceptibilidad a los cambios ambientales a gran escala, principalmente aquellos asociados a la temperatura del mar (Gárate-Lizárraga y Siqueiros-Beltrones, 1998; Lavaniegos-Espejo y González-Navarro, 1999; Gómez-Gutiérrez *et al*., 2001; Jiménez-Quiroz *et al*., 2019), y de manera incipiente de las variaciones a menor escala (Hernández-Trujillo *et al.,* 1997; Hernández-Trujillo *et al*., 2005; Hernández-Trujillo *et al*., 2010).

Bahía Magdalena (BM) es un cuerpo de agua costero muy productivo, que actualmente está sometida a la explotación de peces pelágicos menores (sardina, anchoveta), almejas, jaibas y macroalgas, pues además de albergar algunas de las pesquerías más importantes de la costa sudcaliforniana (Ojeda-Ruiz de la Peña y Ramírez-Rodríguez, 2012), tiene un gran potencial acuícola. Pero para que esta actividad sea sustentable es necesario una evaluación de la productividad y sus

cambios, con el objetivo de poder determinar el momento adecuado para desarrollar los cultivos; también se debe tener en cuenta la capacidad de carga del sistema y el impacto en el ecosistema que representará el aporte de alimento artificial y de las excretas de los ejemplares cultivados. Esto se debe realizar bajo diferentes escenarios ambientales debido a que los eventos hidroclimáticos de escala local y global pueden alterar los resultados obtenidos.

BM está ubicada en la zona de transición de las regiones tropical y templada, por lo que recibe el aporte periódico de las corrientes de California y Mexicana, las que a su vez son impulsadas por los patrones estacionales del viento; estos últimos también causan las surgencias, procesos de escala local que contribuyen a la fertilización de la laguna (Zaytsev *et al*., 2003).

La productividad primaria, de origen fitoplanctónico, en primavera es fomentada por la influencia de la surgencia, mientras que en verano y el principio del otoño, los procesos internos contribuyen a la re-suspensión de nutrientes (Cervantes-Duarte *et al*., 2012)

Esta investigación coincidió con la presencia del evento oceanográfico *El Niño* desde el cuarto trimestre de 2014 y que se prolongó hasta 2016 (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). *El Niño* es un calentamiento anómalo de las corrientes limítrofes orientales del Pacífico, inducido por anomalías en el campo de viento del Pacífico occidental (Philander, 1981). Como resultado del acoplamiento atmosfera-océano se observan efectos físicos a gran escala cerca de las costas, como son: calentamiento de la capa de mezcla, elevación del nivel del mar, incremento del flujo geostrófico hacia los polos, y hundimiento de la termoclina y la nutriclina (Huyer y Smith, 1985). El Niño constituye uno de los mecanismos más importante de variabilidad oceánica interanual ya que afecta los patrones de circulación oceánica, en su intensidad y dirección (Trasviña *et al*., 1999). Los efectos biológicos de El Niño se encuentran menos documentados que los efectos físicos, pero se sabe que puede provocar un descenso en la productividad primaria debido a la disminución en la disponibilidad de nutrientes, conduciendo posteriormente a un descenso en los niveles tróficos superiores (Lavaniegos y González-Navarro, 1999).

Debido a que las comunidades planctónicas presentan una gran importancia en la transferencia de energía en los ambientes acuáticos, muchos estudios (Barber *et al*., 1985; Miller *et al*., 1985; Fiedler *et al*., 1984; Lavaniegos *et al*., 2000; López-Ibarra y Palomares-García, 2006) se han enfocado a la evaluación de los efectos que un evento *El Niño* puede provocar sobre estas comunidades, en particular sobre las comunidades zooplanctónicas. Entre las consecuencias más notables que han sido documentadas se encuentran la disminución de la productividad primaria y la invasión de especies de afinidad tropical (Fiedler *et al*., 1984; Lenarz *et al*., 1995; Mullin, 1995; Palomares-García y Gómez-Gutiérrez 1996). Ambos efectos han sido propuestos como los causales directos de la disminución de la biomasa zooplanctónica (Chelton *et al*., 1982; McGowan, 1985; Lavaniegos *et al*., 1998; Lavaniegos *et al*., 2002).

Entre las innovaciones de esta investigación se incluye una primera estimación de la mortalidad natural del zooplancton, es decir, conocer y monitorear la proporción entre organismos vivos y muertos, como herramienta de valoración de la calidad del hábitat (Escribano *et al*., 2009), dada su relevancia en la red trófica, y así generar escenarios de los cambios originados por las fluctuaciones de abundancia del zooplancton vivo. Los estudios de abundancia del zooplancton, en general, soslayan la mortalidad natural, a pesar de que se han estimado que al menos 10% del zooplancton está muerto cuando se captura (Elliot y Tang, 2009). Esta circunstancia debe tomarse en consideración al momento de estimar los tamaños poblacionales y comunitarios en los estudios ecosistémicos, así como el nivel de producción secundaria.

2- ANTECEDENTES

2.1- Comunidad Zooplanctónica en Bahía Magdalena

Dentro del zooplancton existen especies indicadoras, cuya presencia o ausencia puede representar la influencia relativa de diferentes tipos de agua en la estructura del ecosistema (Hooff y Peterson, 2006). Por ello el zooplancton es un excelente candidato para el estudio de la respuesta del ecosistema a la variabilidad climática (Hays *et al*., 2005), porque sus ciclos de vida son cortos (del orden de semanas), y por lo tanto sus poblaciones tienen el potencial de reflejar cambios estacionales e interanuales (Mackas *et al*., 2001).

En Bahía Magdalena se han hecho contribuciones al conocimiento de la dinámica del zooplancton, pero en dichos estudios predominan pocas especies y la cobertura temporal es discontinua. Palomares-García, 1992 (copépodos), Cota-Meza *et al.,* 1992 (quetognatos), Avendaño-Ibarra *et al*., 2004 y Funes-Rodríguez *et al*., 2007, 2012 (larvas de peces), han estudiado a solo una reducida parte de la comunidad de zooplancton en la bahía, poniendo de relieve la discontinuidad de información y conocimiento de este importante eslabón de la cadena trófica marina.

Gómez-Gutiérrez *et al*. (2001) plantea que la estructura de la comunidad de zooplancton en la boca de Bahía Magdalena mostró fuertes cambios con una estrecha relación con las condiciones ambientales durante tres estudios oceanográficos (marzo, julio y diciembre de 1996). Una estructura de comunidad templada atípica con baja riqueza específica dominada por *Calanus pacificus*, *Nyctiphanes simplex* y *Acartia clausi* y biomasa de zooplancton alto (promedio de 9.3 y 5.5 ml 1000 m^{-3} respectivamente) durante marzo y julio cambió a una estructura de comunidad tropical más compleja con una baja biomasa de zooplancton en diciembre (promedio 0.37 ml 1000 m^{-3}).

Hernández-Trujillo *et al*. (2010) analizó muestras de zooplancton de 16 campañas oceanográficas, efectuadas entre agosto de 1997 y marzo de 2001, identificando un total de 26 grupos taxonómicos, de los cuales los más abundantes y frecuentes

fueron copépodos, decápodos, quetognatos y cladóceros. La biomasa zooplanctónica y abundancia de copépodos disminuyeron, en contraste con los quetognatos que tuvieron un ligero aumento. Las fluctuaciones de abundancia de zooplancton no estuvieron relacionadas con la concentración de clorofila-*a*, a diferencia de los máximos de abundancia de zooplancton, que estuvieron asociados a los cambios de la temperatura superficial del mar.

Varios autores han señalado cambios en la distribución espacial y temporal del plancton durante condiciones *El Niño* en el pacífico mexicano (Smith, 1985; Lluch-Belda *et al*., 2005). En la costa de la península de Baja California la abundancia de copépodos y salpas disminuye, los quetognatos y los terópodos aumentan (Lavaniegos *et al*., 2002) y los copépodos de aguas cálidas se vuelven comunes frente a las costas de Oregón (Peterson *et al*., 2002).

En Bahía Magdalena, el efecto de *El Niño* en las comunidades pelágicas marinas se ha documentado y algunos grupos del zooplancton han sido estudiados en este contexto. Según Palomares-García y Gómez-Gutiérrez (1996) la estructura de la comunidad de copépodos durante el evento *El Niño* 83-84 presentó dos etapas sucesionales principales en el ciclo anual de desarrollo del zooplancton. Durante el período de calentamiento (julio-octubre de 1983 y 1984), *Acartia lilljeborgii* y *Acartia tonsa* (afinidad tropical) fueron las especies dominantes en la comunidad de copépodos. Durante el período más frío (diciembre-junio), la especie dominante fue *Paracalanus parvus*. Durante el verano y el otoño de 1983 (máximo de *El Niño*), se encontró un aumento inusual de especies de copépodos tropical-ecuatoriales, que se encuentran regularmente en alta mar. La especie residente *Acartia clausi* fue reemplazada por *A. tonsa*.

Otro estudio evaluó los cambios estacionales en la comunidad de copépodos, asociados a los cambios ambientales provocados por *El Niño* 1997/98, identificando 66 especies de copépodos. En mayo de 1997, antes de la llegada de aguas cálidas al área, la comunidad estuvo constituida por una alta dominancia, baja diversidad y el predominio de dos especies de afinidad templada: *Calanus pacificus* y *Labidocera trispinosa*. Durante el período cálido (agosto y noviembre), las especies dominantes

fueron de afinidad tropical, como *Acartia clausi* y *A. lilljeborgii*. En agosto, la diversidad presentó un incremento en las estaciones influenciadas por agua del exterior mientras que en noviembre, la diversidad aumentó en toda la bahía; en enero, la dominancia fue baja y la especie más abundante fue *Paracalanus aculeatus*, observándose un incremento generalizado de la diversidad en toda la bahía (López-Ibarra y Palomares-García, 1996).

Jiménez-Quiroz *et al*. (2019) determinaron el impacto de los eventos de calentamiento inusuales y consecutivos conocidos como The Blob (TB 2013-2015) y *El Niño* 2015-2016 en las características hidrológicas y las comunidades de plancton, los niveles más bajos de la red trófica, desde enero de 2015 a diciembre de 2017. El aumento de la temperatura a escala mundial y local en 2015 tuvo como consecuencia un aumento atípico de la temperatura del agua en el otoño de 2015, coincidente con la disminución abrupta de la fuerza de surgencia y el aporte de nutrientes provenientes del océano. Una recuperación de estas dos variables se registró en 2016 al final de *El Niño*. El grupo más abundante de especies de fitoplancton fueron las diatomeas. En 2015 y 2016 hubo una sucesión de diatomeas y dinoflagelados relacionados con el aumento de la temperatura, mientras que en 2017 este patrón cambió debido a las fuertes surgencias. El patrón estacional de la biomasa del zooplancton mostró cambios a lo largo de los 3 años, pero lo más notable fue un aumento durante el invierno y principios de la primavera de 2015 y los bajos valores reportados de junio a julio de 2017.

2.2- Grupos Tróficos

El estudio de las relaciones tróficas en el zooplancton se ha basado generalmente en inferencias hechas de diferentes enfoques metodológicos que incluyen análisis de la morfología comparativa de los organismos (Giesecke y González, 2004), observaciones de las tasas de alimentación (Saiz *et al*., 2014), análisis de contenidos estomacales o intestinales mediante métodos microscópicos (Natori *et al*., 2017) o moleculares (Durbin *et al*., 2012) y el uso de marcadores bioquímicos como isótopos estables y ácidos grasos (El-Sabaawi *et al*., 2009). Sin embargo,

López-Ibarra *et al*. (2018) plantea que el zooplancton, por su pequeño tamaño (<1 cm), hace que los estudios tróficos sean complicados y relativamente infrecuentes (El-Sabaawi *et al*., 2009, 2013; Henschke *et al*., 2015; Yang *et al*., 2017).

Longhurst (1985) planteó la existencia de seis grupos funcionales tróficos en el zooplancton: carnívoros gelatinosos, carnívoros rapaces, herbívoros gelatinosos, herbívoros filtradores, omnívoros y detritívoros.

La estructura trófica de los grupos del zooplancton en el Golfo de Ulloa, presentó un incremento simultáneo de los omnívoros, carnívoros y herbívoros bajo condiciones de un mayor grado de estratificación (débil surgencias), mientras que se evidenció un aumento en la abundancia de los herbívoros durante condiciones de intensas surgencias (Lavaniegos *et al*., 2015).

2.3- Mortalidad Natural

Para Bahía Magdalena no se tienen reportes de estudios que abarquen la supervivencia y mortalidad de los grupos taxonómicos del zooplancton. De hecho, los estudios de esta índole a nivel mundial son escasos y dirigidos a grupos particulares (copépodos).

Elliott y Tang (2009) propusieron un método empleando el colorante vital rojo neutro para diferenciar zooplancton vivo y muerto en muestras de campo. La tinción con rojo neutro es ideal para la cuantificación de las carcasas de zooplancton, lo que permite un estudio más sistemático de la mortalidad *in situ* del zooplancton y los procesos relacionados.

Elliott y Tang (2011) analizaron la abundancia de *Acartia tonsa* (nauplios y adultos) vivos y muertos de la parte baja de la Bahía de Chesapeake. Los porcentajes de mortalidad fueron de 25% en los nauplios y de 12% en los adultos.

Tang *et at*. (2014) encontraron que las principales causas de mortalidad natural no depredatoria son: senescencia, cambio de temperatura, estrés físico y químico,

parasitismo y factores relacionados con los alimentos. Además, plantearon que los porcentajes de zooplancton muerto van desde 11.6 % a 59.8 % en ambientes marinos, y 7.4 % a 47.6 % en agua dulce continental.

3- JUSTIFICACIÓN

Si bien está documentado que fenómenos oceanográficos como *El Niño* influyen en la abundancia y distribución del zooplancton, como se ha reportado para los copépodos y otros grupos en particular, poco se sabe de la magnitud con la que afecta la estructura comunitaria zooplanctónica en áreas de potencial explotación pesquera, como es el caso de Bahía Magdalena. Además, incorporar nuevas herramientas de análisis como el porcentaje de zooplancton muerto al momento del muestreo, permitirá efectuar ajustes a las estimaciones de abundancia no solo de la comunidad en general, sino a las evaluaciones de recursos pesqueros, necesarios para decisiones de manejo de cuotas de extracción de biomasa.

4- HIPÓTESIS

La composición y abundancia de los grupos taxonómicos y tróficos será influenciada por cambios en la hidrología; y la proporción de mortalidad de los grupos taxonómicos diferirá a una escala espacio-temporal durante 2015 en Bahía Magdalena.

5- OBJETIVO GENERAL

Describir la estructura de la comunidad de zooplancton y de los grupos funcionales tróficos con relación a la variabilidad del ambiente y, establecer la línea base de la mortalidad natural de los grupos zooplanctónicos, en Bahía Magdalena durante un ciclo anual en 2015.

5.1- Objetivos Específicos

1. Determinar la composición y abundancia de los grupos taxonómicos que conforman el zooplancton y su relación con las variables ambientales.

2. Identificar la variabilidad de los grupos funcionales tróficos de zooplancton.

3. Estimar la proporción de mortalidad natural en función de los grupos taxonómicos del zooplancton.

6- MATERIALES Y MÉTODOS

6.1- Área de Estudio

El complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas se localiza en la costa sur-occidental de la península de Baja California Sur en 24° 16´ y los 25° 45´ de latitud Norte y 111° 20´ y 112° 18´ de longitud Oeste (Sánchez-Montante *et al.*, 2007). Bahía Magdalena es una laguna de origen tectónico separada del mar por una barrera formada por levantamientos rocosos. Tiene una profundidad máxima de 45 m en una cuenca con forma de herradura en su parte occidental y áreas con profundidades < 15 m principalmente sobre los márgenes norte y este de la laguna. Los canales interiores, con una profundidad máxima de 10 m, son erosionados por el flujo y reflujo de las corrientes de mareas y están bordeados por zonas someras con profundidad promedio de 3 m. La zona interior de la Bahía presenta profundidades menores a 20 m y se caracteriza por no presentar diferencias en el gradiente vertical de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila *a* (Cervantes-Duarte *et al*., 2010; Zaitsev *et al*., 2010). Bahía Magdalena está comunicada con mar abierto a través de una amplia boca de acceso de 5.6 km de ancho, con 40 m de profundidad máxima, ubicada entre Punta Entrada (Isla Magdalena) y Punta Redonda (Isla Margarita), y la influencia del mar se puede identificar allí debido a la estratificación termohalina modulada por la actividad de surgencia costera (Zaitsev *et al*., 2010). Precisamente, estos afloramientos costeros son los principales suministradores de nutrientes de Bahía Magdalena. Estos nutrientes son transportados al interior de la bahía por la acción de las corrientes de mareas (Zaytsev *et al*., 2003; Cervantes Duarte *et al*., 2010). La dinámica de las mareas, la circulación asociada al viento y la circulación residual de las corrientes de marea constituyen los principales componentes que son determinantes para la estimación del transporte del material marino en la zona de estudio. El comportamiento hidrológico del sitio es consistente con su condición antiestuarina y subtropical; la salinidad siempre es mayor de 34 y la temperatura varía entre 17° y 29° C entre invierno y verano (Santamaría–Gallegos *et al*., 2007). Esta región está influenciada periódicamente por la corriente de California templada (invierno-

primavera) y una corriente costera del Pacífico tropical mexicano y el Golfo de California (verano-otoño); (Durazo, 2015; Gómez-Valdivia *et al*., 2015).

6.2- Muestreo de campo

Las muestras se recolectaron en 4 sitios de Bahía Magdalena (Fig. 1). En el interior de la Bahía, se encuentran Punta Gato (E2) y La Palmita (E4) y en la zona de la boca de acceso, hacia el sur, se localizan las estaciones Baja Seas (E6) y la Boca (E7, Punta Entrada).

Figura 1. Zona de estudio: Bahía Magdalena, BCS. Se muestran en negrita las cuatro estaciones de muestreo.

Los muestreos se realizaron a bordo de una lancha con motor fuera de borda. Los arrastres de zooplancton fueron superficiales y llevados a cabo con una red cónica estándar de 1.5 m de longitud y malla filtrante de 505 µm y 0.60 m de diámetro en su boca, equipada con un flujómetro digital (General Oceanics); la duración del arrastre fue de 5 minutos a una velocidad de 1 o 1.5 m/s y se llevaron a cabo mensualmente durante todo 2015 durante periodos de mareas muertas. Asimismo, se llevó a cabo el registro de la temperatura superficial del mar y la salinidad con un

CTD SeaBird; las muestras de agua para medir la concentración de oxígeno disuelto y de clorofila *a* fueron obtenidas con una botella Niskin, de 5 L de capacidad y se analizaron de acuerdo al procedimiento de Winkler (Strickland y Parsons, 1972).

A cada muestra de zooplancton, antes de ser fijadas con formalina (4%) neutralizada con Borato de Sodio (pH 7.5), se le agregaron 20 ml de solución Rojo neutro, dejando pasar entre 10-15 minutos antes de añadir la formalina (Elliot & Tang, 2009; Yáñez *et al*., 2012).

En el laboratorio, se midió el biovolumen zooplanctónico por el método de volumen desplazado (Beers, 1976) y posteriormente los valores fueron estandarizados a ml/100m^3 de agua filtrada (Smith y Richardson, 1977). El zooplancton fue identificado a grandes grupos (Copépodos, Quetognatos, Eufaúsidos, Poliquetos, larvas de Decápodos, Medusas, Anfípodos, etc.), utilizando los trabajos de Tregouboff y Rose (1957); Smith y Johnson (1977); Boltovskoy (1981); Todd y Laverack (1991); y Gasca y Suárez-Morales (1996).

Los valores de abundancia estimados por grupo taxonómico fueron capturados en una matriz tipo Q-R. Los datos provenientes de las variables ambientales registradas se colocaron en otra matriz para la posterior correlación de las mismas. Los copépodos, al ser un grupo tan diverso, abundante y que cuenta con diferentes preferencias tróficas, fueron analizados a nivel de especie empleando las claves y criterios de Brodsky (1950), Grice (1961), Fleminger (1967, 1973), Park (1968), Dawson y Knatz (1980), Nishida *et al.* (1977) y Palomares-García *et al*. (1998); asimismo fueron clasificadas en grupos tróficos siguiendo los criterios de Longhurst (1985), Benedetti (2016) y López-Ibarra *et al*. (2018). Para este análisis, se seleccionaron las muestras de mayor abundancia de copépodos extrayendo una alícuota a cada una para la identificación de las especies (febrero, mayo, agosto y octubre).

Con la información de la abundancia de los grupos taxonómicos, se llevó a cabo un análisis de grupos funcionales tróficos, tomando en consideración que los taxa zooplanctónicos tienen similitudes en sus estrategias alimenticias y que, de acuerdo

a Longhurst (1985) y Benedetti *et al*. (2016), el ordenamiento no sólo agrupa los tipos de alimentos que sostienen a cada grupo, sino también la clasificación taxonómica de los organismos que lo componen. Longhurst (1985) plantea la existencia de seis grupos funcionales tróficos en el zooplancton: carnívoros gelatinosos, carnívoros rapaces, herbívoros gelatinosos, herbívoros filtradores, omnívoros y detritívoros. En este trabajo, utilizamos la clasificación propuesta por Longhurst (1985) para grupos taxonómicos del zooplancton y la modificamos, agrupando todos los carnívoros (independiente de que sean gelatinosos o rapaces) en un solo grupo trófico y los herbívoros (independiente que sean gelatinosos o filtradores) en otro grupo trófico. De esta manera, se realizó el análisis de los cambios de abundancia y proporción de los carnívoros, herbívoros, omnívoros y detritívoros.

Para los análisis de mortalidad natural se contabilizaron para cada grupo taxonómico los organismos teñidos (vivos) y no teñidos (muertos) y se calculó la proporción de muertos/vivos por taxón, estación de muestreo y mes.

Se realizaron análisis estadísticos exploratorios para relacionar la influencia de los datos ambientales sobre las variables biológicas y comprobar si las diferencias encontradas (tanto en la escala espacial como en la temporal) son significativas. Para esto realizamos un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) en el programa Pcord V6. El CCA es un método eficaz para evaluar estadísticamente la relación cuantitativa entre la respuesta multivariada y las variables explicativas y es robusto a las violaciones de supuestos (por ejemplo, no normalidad; Ter Braak, 1986; Palmer, 1993). El CCA es un método de promedio ponderado modificado para relacionar directamente los datos de la comunidad con las condiciones ambientales al restringir la ordenación de las especies a un patrón que se correlaciona al máximo con las variables ambientales designadas (Rakocinski *et al*., 1996). Las pruebas de significancia fueron evaluadas en los programas Statistica V10 y PAST.

7- RESULTADOS

Las bases de datos fueron organizadas para interpretar la variabilidad temporal y espacial de las variables ambientales (temperatura superficial del mar, salinidad, oxígeno disuelto, clorofila *a*) y abundancias de los grupos zooplanctónicos y de los organismos vivos y muertos.

7.1- Descripción del ambiente

La temperatura superficial del mar (TSM) presentó una tendencia de variación temporal con diferencias significativas ($p < 0.05$) durante el periodo de estudio. El promedio de temperatura fue comparativamente menor en invierno y primavera, con valores que fluctuaron entre 19.0-22.6 °C, siendo los valores más bajos en abril y mayo (19.2 y 19.5, respectivamente). La temperatura incremento y alcanzó sus valores máximos entre julio y octubre (27.0-29.0 °C), disminuyendo a mediados de otoño (Fig. 2a).

La salinidad no presento una tendencia de variación temporal que es reflejado por no haber diferencias significativas ($p \geq 0.05$). No obstante, se observó que durante invierno y primavera ocurrió una mayor dispersión de los datos relacionada con diferencias de salinidad entre estaciones interiores y cercanas a la boca; durante el segundo semestre la dispersión de datos fue menor. Cabe mencionar, que aun sin diferencia temporal significativa, los valores promedio más bajos de salinidad se observaron en noviembre y diciembre (34.4 UPS) y el más alto en agosto (35.1 UPS) (Fig. 2b).

Los valores promedio de oxígeno disuelto presentaron cambios significativos a lo largo del año ($p < 0.05$) (Fig. 2c). El incremento se observa desde finales de invierno (marzo) hasta alcanzar un máximo en julio (7 ml L^{-1}), comenzando a disminuir desde mediados de verano y otoño, con valores mínimos en noviembre y diciembre (4.9 y 4.7 ml L^{-1}, respectivamente).

La variación en la concentración promedio de clorofila *a* no presentó diferencias significativas en el período de estudio ($p \geq 0.05$). No obstante, se observaron concentraciones comparativamente mayores durante el primer semestre (excepción

hecha en abril) en un intervalo de 1.0 – 2.5 mg m^{-3}, siendo este último registrado en mayo. Por el contrario, durante el verano y el otoño los valores promedio se mantuvieron bajos (< 1.0) con excepción de octubre (1.5 mg m^{-3}). Los valores más elevados se encontraron en las estaciones del interior de la bahía (Punta Gato y Palmita) y lo más bajos en las cercanas a la boca (Baja Seas y Punta Entrada).

Figura 2. Variación anual de las variables ambientales en Bahía Magdalena. A) Temperatura, B) Salinidad, C) Oxígeno disueltos y D) Clorofila *a*.

7.2- Composición y abundancia de la Comunidad Zooplanctónica

Se registraron e identificaron 33 grupos zooplanctónicos en el área de estudio, siendo los cladóceros y los copépodos los predominantes, que en conjunto aportaron el 50% de la abundancia en 8 meses del año. Los decápodos, los huevos de peces y los quetognatos fueron los grupos que siguieron en orden de abundancia. La comunidad zooplanctónica no presentó un grupo dominante durante el período analizado, pero si fue posible determinar que los taxa con 100% de frecuencia de aparición fueron los copépodos, los cladóceros, los huevos de peces y los quetognatos (Fig. 3). Los copépodos fue el grupo taxonómico que presentó una mayor abundancia relativa a lo largo del ciclo anual 2015, la cual osciló entre el 20 y 50% (Fig. 3).

Figura 3. Abundancia relativa anual del zooplancton en Bahía Magdalena 2015.

7.3- Análisis de la abundancia

La abundancia del zooplancton no presentó una variabilidad estacional definida, y en general, la abundancia promedio mensual fue menor a los 50000 (organismos/100m^3), y aunque no se observaron diferencias significativas ($p \geq 0.05$), se registraron incrementos de la abundancia en febrero, agosto (>60000), y uno muy visible en octubre (>100000) (Fig. 4).

Figura 4. Abundancia temporal de los grupos del zooplancton en Bahía Magdalena 2015

Los Copépodos, tuvieron una tendencia de variación de abundancia similar al del total de zooplancton y no tuvieron diferencias significativas entre meses ($p \geq 0.05$), ya que tampoco presentaron un patrón estacional definido, con valores promedio entre 2,000 y 17,500 organismos/m^3; en este caso, los máximos se encontraron en febrero y agosto (30160 y 24360 organismos/100m^3, respectivamente) (Fig. 5).

Figura 5. Abundancia mensual de los copépodos en Bahía Magdalena 2015

La abundancia de Diplostraca tampoco exhibió un patrón estacional definido ($p \geq 0.05$), y su abundancia fluctuó entre 500 y 22,000 organismos/m^3, con un máximo en octubre (150,000 organismos/100m^3) el que sobresale ostensiblemente del resto de los valores el resto del año (Fig. 6).

Figura 6. Abundancia mensual de los diplostracos en Bahía Magdalena 2015

En la escala espacial se observaron diferencias significativas de abundancia de zooplancton entre el sitio Punta Gato y los otros tres sitios restantes ($p < 0.05$). La estación Punta Gato tuvo una abundancia promedio marcadamente mayor (230,000 organismos/m^3), y las estaciones Palmita, Baja Seas y Boca tuvieron abundancias promedios similares (32,000 – 50,000 organismos/100m^3) (Fig. 7)

Figura 7. Abundancia espacial de los grupos del zooplancton en Bahía Magdalena 2015

Los copépodos presentaron diferencias significativas de abundancia entre estaciones de muestreo ($p < 0.05$), y la estación Punta Gato es donde ocurrió un máximo de abundancia (32,212 organismos/m^3). El resto de las estaciones tuvieron abundancias promedios similares en el intervalo de 3,300 a 4,500 organismos/100m^3 (Fig. 8).

Figura 8. Abundancia espacial de los copépodos en Bahía Magdalena 2015

Los diplostracos, de forma similar a la variación espacial mostrada por la abundancia de los copépodos, presentaron valores máximos en la estación Punta Gato (45,000 organismos/m^3). Del mismo modo, la variabilidad de la abundancia entre estaciones de muestreo no fue estadísticamente significativa ($p \geq 0.05$). En las otras tres estaciones de muestreo, los valores de abundancia promedios fluctuaron entre 2,200 y 6,250 organismos/m^3 (Fig.9).

Figura 9. Abundancia espacial de los diplostracos en Bahía Magdalena 2015

El CCA presentó una alta correlación entre las variables ambientales y los sitios de muestreos (**R** = 0.71). En el diagrama de dispersión se observaron tres agrupamientos. El primero denominado Primavera-Verano, incluye las estaciones muestreadas en ese periodo, influenciado de forma directa por las mayores concentraciones de oxígeno disuelto (parte superior-derecha del diagrama). En esta agrupación no se observó una segregación espacial de las estaciones muestreadas por que incluye las cercanas a la boca de acceso (Baja Seas y Boca) y Palmita, localizada al interior del sistema lagunar. Los grupos taxonómicos asociados a Primavera-Verano fueron nauplios y misidáceos (parte superior-derecha del diagrama) (Fig. 10 y 11, Tabla I).

El segundo grupo, denominado Otoño, estuvo asociado principalmente con el aumento de la TSM (parte inferior-derecha del diagrama). En esta agrupación se

localizaron asociados los leptotecatas, sálpidos, y ostrácodos. Los eufaúsidos se ubicaron en medio de los dos grupos anteriores (Fig. 10 y 11, Tabla I).

El tercer agrupamiento denominado Gato, es el que guarda una identidad propia, aislado de las anteriores agrupaciones, asociado con el incremento de la salinidad y concentración de clorofila *a*, ubicado a la izquierda del diagrama de dispersión (Fig. 10). En este agrupamiento se encontraron relacionados los neogasterópodos, cirripedios, medusas, pterópodos, poliquetos, entre otros.

Figura 10. Análisis de correspondencias canónicas de las estaciones de muestreo

Once grupos taxonómicos se agruparon en la parte central del diagrama, este conjunto de taxa no estuvieron totalmente ligados espacio temporalmente a los grupos determinados anteriormente, debido a que son grupos taxonómicos comunes en el tiempo y espacio del área de estudio (copépodos, quetognatos, ictioplancton (huevos y larvas), decápodos, cladóceros, doliolos y estomatópodos (Fig. 11, Tabla I).

Tabla I. Eigenvalues de los ejes y varianza explicada (%) del análisis de correspondencia canónica

	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Eigenvalue	0,072	0,042	0,038
% of variance explained	10,6	6,3	5,7
% of variance accumulate	10,6	16,9	22,6
Pearson Correlation, Spp-Envt	0,697	0,799	0,852
Correlation values			
TSM	0,055	-0,811	-0,364
Salinidad	-0,871	0,004	-0,199
Oxígeno disuelto	-0,502	0,132	-0,135
Clorofila *a*	0,228	0,499	-0,72

Figura 11. Análisis de correspondencias canónicas de los grupos taxonómicos del zooplancton.

7.4- Grupos Funcionales Tróficos

Como se mencionó en materiales y métodos se establecieron las categorías tróficas de carnívoros, omnívoros, herbívoros y detritívoros. En el caso de los copépodos, debido al amplio rango trófico que tienen, se llevó a cabo un análisis detallado, a nivel de especies presentes en la bahía; esta acción sirvió para clasificar más apropiadamente al grupo en el contexto de este estudio y así poder ser incluidos con los otros taxa en el análisis temporal.

Así, se obtuvo como resultado la presencia de especies omnívoras (*Acartia lilljeborgii, Acartia clausi, Acrocalanus gracilis, Centropages furcatus, Subeucalanus subcrassus, Pseudodiaptomus wrighti y Paracalanus aculeatus)*, carnívoras (*Labidocera trispinosa, Oithona setigera, Corycaeus speciosus* y *Corycaeus andrewsi*) y herbívoras (*Temora discaudata*).

En verano-otoño el número de especies omnívoras siempre fue mayor (> 6 taxa) y comparativamente menor en invierno-primavera (≤ 5 taxa). La especie dominante fue *A. lilljeborgii* al igual que *C. furcatus* aunque en menor abundancia; ambas presentes en todas las temporadas. En invierno y primavera, las especies carnívoras *L. trispinosa* y *O. setigera* incrementaron su abundancia. No obstante, ambas especies disminuyeron su abundancia durante el verano-otoño. Las demás especies carnívoras fueron escasas (*Corycaeus speciosus* y *Corycaeus andrewsi*) presentes únicamente en invierno y verano. *T. discaudata*, la única especie herbívora fue escasa durante todo el periodo de estudio (Figs. 12 y 13).

Figura 12. Composición de la comunidad de copépodos (Invierno y Primavera) de Bahía Magdalena en el 2015.

Figura 13. Composición de la comunidad de copépodos (Verano y Otoño) de Bahía Magdalena en el 2015.

En general en la comunidad zooplanctónica, los omnívoros fueron la fracción trófica dominante a lo largo del año, excepto por el incremento de los herbívoros en diferentes momentos (enero, abril y octubre) con más del 50% de la comunidad. La proporción de la abundancia de los carnívoros siempre fue menor al 20% del total de la comunidad, siendo ligeramente mayor a la de los herbívoros en diferentes

meses (mayo, julio y diciembre). Por otra parte, los ostrácodos fueron los únicos detritívoros presentes, con escasa abundancia durante el ciclo anual (Fig. 14).

Figura 14. Abundancias relativas de los grupos funcionales tróficos zooplanctónicos.

7.5- Mortalidad Natural.

El zooplancton se reagrupó en cinco grandes grupos, derivados de la predominancia ya referida, en ese contexto se llevó a cabo el conteo de organismos vivos y muertos, al momento del muestreo. Los grupos fueron Diplostracos, Copépodos, Ictioplancton (huevos y larvas de peces), Gelatinosos (Medusas, Sálpidos, Doliólidos, etc) y Otros (grupo conformado por los organismos que no entraban en ninguna de las categoría anteriores) (Fig. 15).

Figura 15. Abundancia de los grupos zooplanctónicos en el sitio de estudio durante el 2015.

El análisis de correlación de la abundancia de los organismos vivos en relación a las variables ambientales, no presentó una diferencia significativa con ninguna de las variables (temperatura, salinidad, chl *a* y oxígeno disuelto). No obstante, la correlación con la salinidad y el oxígeno disuelto presentó valores comparativamente mayores a los de la TSM y la Chl *a*. Además, existió una relación inversa entre la concentración de clorofila *a* y la supervivencia, sin llegar a ser significativa (Tabla II).

Tabla II. Análisis de correlación entre organismos vivos y variables ambientales

	TSM	Salinidad	Oxígeno Disuelto	Chl *a*
R	0,02	0,71	0,60	-0,12
R^2	0,001	0,51	0,37	0,01

Como ya se mencionó previamente, los cladóceros fueron los más numerosos durante el 2015, seguidos de los copépodos, el zooplancton agrupado en otros, los gelatinosos y finalmente el ictioplancton. (Fig. 16); sin embargo, la proporción de organismos vivos tuvo marcadas diferencias entre ellos, resaltando el reducido número de cladóceros vivos. Desde el punto de vista de la mortalidad que representan las cifras por grupo, resulta que ésta fluctuó entre el 50 y 82% a lo largo del periodo estudiado.

Figura 16. Comparación entre las abundancias totales y la de los organismos vivos.

La revisión más detallada de la información mostró que no se pudo identificar alguna tendencia estacional definida. Sin embargo, la curva de vivos y muertos durante el primer trimestre de 2015 son inversas y es a partir del segundo y hasta el cuarto trimestre que se observa una sincronización de sus fluctuaciones donde es mayor el número de vivos, excepto en octubre cuando se registra un valor extraordinario de muertos. (Fig. 17).

El mayor número de organismos vivos ocurrió en febrero, mayo y agosto (129,906; 99,710; 182,500 organismos/100m^3, respectivamente). Sin embargo, la mortalidad

pudiera ser crítica debido a que ambas curvas presentan valores similares en la mayoría de los meses (ocho meses), con un drástico incremento de la mortalidad en octubre (73% del total de zooplancton estaba muerto). Esto sugiere que la mortalidad del zooplancton fue considerable (más del 50 %) a lo largo del periodo de estudio en más de la mitad de los meses del año (Fig. 17).

Figura 17. Abundancia de los grupos zooplanctónicos vivos y muertos en el sitio de estudio durante el 2015.

A nivel de taxón, los diplostracos mantuvieron bajos porcentajes de supervivencia en el segundo semestre del año comparativamente con el primer semestre. Durante el invierno, se pudo apreciar que los porcentajes de sobrevivencia fueron altos (> 80%) disminuyendo considerablemente en la primavera hasta alcanzar sus valores mínimos durante el verano y la primera parte del otoño (< 35%) (Fig. 18; Anexo 1).

Los copépodos mantuvieron porcentajes de supervivencias estables y altos durante todo el año. Sus valores mínimos ocurrieron durante el verano, mientras que en otoño e invierno presentaron sus máximos valores de supervivencia (> 70%) (Fig. 18; Anexo 1).

El ictioplancton tuvo durante el invierno y principio de la primavera sus mayores porcentajes de supervivencia, excepción hecha para los meses de agosto y octubre en los cuales también presentó grandes abundancias de organismos vivos (Fig. 18; Anexo 1).

El porcentaje de los gelatinosos vivos también fue mayor durante el invierno y comienzo de la primavera (> 90%) decreciendo durante el transcurso de la primavera y alcanzando sus valores más bajos durante el inicio y mediados del verano (Fig. 18; Anexo 1).

El grupo *otros*, semejante a los gelatinosos y al ictioplancton, también tuvo sus mayores porcentajes de abundancias durante el invierno, siendo menores en el resto del año. Excepción hecha por los incrementos encontrados durante los meses de agosto y octubre (Fig. 18; Anexo 1).

Figura 18. Abundancias mensuales de los organismos vivos de los cinco grandes grupos en BM durante 2015.

En el análisis espacial, la estación que mayor abundancia de organismos vivos presentó fue Punta Gato (708154 organismos/100m^3) (Fig. 19), seguida de Baja Seas, Palmita y Boca con valores de abundancias de vivos de 198127, 30778 y

18368 organismos/100m^3, respectivamente. En Baja Seas la proporción de organismos vivos con respecto al total de la abundancia fue del 84,2%, siendo la mayor de entre las estaciones muestreadas. Punta gato (62,9%) también presento una proporción elevada de organismos vivos. Sin embargo, las estaciones de Palmita y Punta Entrada presentaron proporciones de organismos vivos muy bajas (16,6 y 11,2 %, respectivamente) lo cual marca unas proporciones muy elevadas de mortalidad para estas dos estaciones.

Figura 19. Abundancia grupos de zooplancton vivos y muertos por estación de muestreo en el sitio de estudio durante el 2015.

8- DISCUSIÓN

8.1- Variabilidad Ambiental

El evento El Niño en el Pacífico Oriental se registró a partir del segundo semestre del 2015 (Bond *et al*., 2015, Robinson, 2016, Durazo *et al.*, 2017), el cual tuvo una influencia notable en las características hidrológicas en Bahía Magdalena, como fue determinado por las anomalías positivas de temperatura registradas en la mayor parte del año, en particular en las estaciones cercanas a la boca (junio a diciembre), debido a la entrada de agua cálida del océano (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019).

La diferencia de la TSM entre el mínimo y el máximo promedio fueron ligeramente mayores en abril (>1.5°) y similares en agosto (>0.5˚C), comparados con otros periodos sin evento de calentamiento (Funes-Rodríguez *et al*., 2007). De igual forma, que la diferencia de la TSM fue mayor (2.5 ˚C) entre julio y agosto 2015 (Cervantes-Duarte y García-Romero, 2016), si es comparada con la serie de datos de un periodo más amplio (1981-1988, Lluch-Belda *et al*., 2000). No obstante, entre abril y mayo 2015 (El Niño), el intervalo fue similar (1981-1988) probablemente debido a las surgencias, que llevan agua fría hacia la bahía por corrientes de marea (Zaitsev *et al.,* 2003; Cervantes-Duarte *et al.,* 2012; 2013).

La salinidad no presentó una tendencia de variación temporal definida, no obstante, se observó un incremento en el promedio de julio a octubre (este estudio; Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). Esto se debió al aumento en la irradiación solar durante la mayor parte del segundo semestre, atribuible a la alta temperatura y evaporación, sobre todo en las estaciones someras del interior; además de su relación con la presencia de agua de origen subtropical del exterior, que es más cálida y salada (Cervantes-Duarte *et al*., 2013). En contraste durante el primer semestre, la salinidad fue comparativamente menor y ha sido relacionada con la presencia del agua transicional de menor salinidad (Cervantes-Duarte *et al*., 2013). Sin embargo, los incrementos de salinidad de abril y mayo, pudieran estar vinculados a las surgencias costeras, como es conocido que ocurre en la boca de Bahía Magdalena (Cervantes-Duarte *et al*. 2013).

El oxígeno disuelto (OD) presentó cambios significativos relacionados con la variación estacional de la TSM. Durante la primera mitad del año, la concentración de OD incrementó en la época fría, mientras que en el segundo semestre disminuyó conforme la TSM aumentó, siendo mayor a 5 ml L^{-1} promedio; por lo que no debiera ser un factor limitante en los organismos, dado que la hipoxia pudiera ocurrir bajo concentraciones menores a 2 ml L^{-1} (Roman *et al*., 2019). El incremento en la concentración de oxígeno (final de la primavera y comienzos del verano), podría estar relacionado con la intensidad de los vientos, que permite el intercambio océano-atmosfera, sobre todo en las estaciones más someras, tal como ocurre en esta temporada cuando los vientos del noroeste son más intensos (Obeso-Nieblas *et al*., 1999).

La concentración de clorofila *a*, a pesar de no presentar diferencias significativas a lo largo del periodo estudiado, presentó un incremento desde finales de primavera y principio de verano, similar a lo reportado en otros estudios (Cervantes-Duarte *et al*., 2007; 2010; 2012; 2013; Murillo-Murillo *et al*., 2013). De igual forma, los máximos de clorofila *a* en la zona marina adyacente, presentaron esta misma variación temporal, siendo relacionados con los eventos de surgencia (Martínez-López y Verdugo-Díaz, 2000). No obstante, la concentración de clorofila *a* fue comparativamente menor a la reportada en otros estudios (Cervantes-Duarte *et al*., 2010; 2013), probablemente debido a que esta investigación se realizó a lo largo del litoral de la Bahía durante mareas muertas y en un año *El Niño*.

Las mayores concentraciones de clorofila *a* se observaron en la porción más somera e interna de la bahía (Punta Gato), lo cual coincide con lo encontrado por diferentes autores, debido probablemente al aporte de nutrientes de las descargas residuales, resuspensión de sedimento rico en materia orgánica y el aporte de la materia orgánica de los bosques de manglar, entre otros (Cervantes-Duarte *et al.,* 2014; Cervantes-Duarte y García-Romero, 2016; Jiménez-Quiroz *et al.,* 2019). En contraste, el debilitamiento de las surgencias, consecuencia de *El Niño*, disminuyó el aporte de nutrientes, lo que contribuyó a que las zonas cercanas a la boca fueran oligotróficas (Jiménez-Quiroz *et al.,* 2019), aunado al escaso intercambio con el

exterior por haberse muestreado durante mareas muertas. Sin embargo, es conocida la influencia del transporte por corrientes de mareas (Zaitsev *et al.,* 2003) y el intercambio de nutrientes bajo condiciones neutrales y mareas vivas (Cervantes-Duarte *et al.,* 2012; 2013; Cervantes-Duarte y García-Romero 2016).

8.2- Variabilidad de la estructura comunitaria del zooplancton

8.2.1- Comunidad Zooplanctónica

La información bibliográfica sobre composición a nivel de grupos taxonómicos del zooplancton y su abundancia es escasa, pues generalmente ha sido dirigida a pocos grupos en Bahía Magdalena (Palomares-García, 1992; Palomares-García y Gómez-Gutiérrez, 1996; Cota-Meza *et al*., 1992; Avendaño-Ibarra *et al*., 2004; Funes-Rodríguez *et al*., 2007; 2012). Este estudio es el primero en presentar información mensual sobre los cambios en la estructura de la comunidad y variabilidad espacio-temporal de su abundancia en la laguna, en comparación a la información disponible que es fragmentada y con cobertura discontinua en espacio y tiempo.

Los efectos del calentamiento del mar en la abundancia del biovolumen zooplanctónico indican una tendencia de disminución desde la década de 1980 (Palomares-García y Gómez-Gutiérrez, 1996; Hernández-Trujillo *et al*., 2010; Jiménez-Quiroz *et al.*, 2019), ya que se han registrado biovolumenes similares en los eventos *El Niño* más recientes (1997-1998; 2015-2016), con disminuciones hasta en 25%, con respecto de 1982-1983 (Jiménez-Quiroz *et al.*, 2019).

Durante *El Niño* 2015, se encontró un 20% más de grupos taxonómicos con respecto a lo reportado por Hernández-Trujillo *et al*. (2010) para un periodo relativamente frío; el incremento de taxa se puede asociar a la tropicalización del ecosistema, como también ha sido reportado para copépodos (Palomares-García y Gómez-Gutiérrez, 1996), quetognatos (Cota-Meza *et al*., 1992) e ictioplancton (Jiménez-Rosenberg *et al*., 2007), entre otros. Por otro lado, este aumento de taxa es mayor al que se registró en *El Niño* 1997-1998 (Hernández-Trujillo *et al*., 2010),

aunque esto último probablemente debido a diferencias en el esfuerzo del muestreo de este último estudio.

La sumatoria de los grupos taxonómicos indicó una mayor abundancia de los cladóceros, seguido de los copépodos. No obstante, la abundancia de cladóceros se debió a un incremento extraordinario en una sola localidad en octubre. Esta consideración implicaría que los copépodos fueron en realidad los dominantes en la comunidad y primeros en la jerarquía de la abundancia, que resulta consistente con otro estudio realizado con un evento *El Niño* y año neutral (agosto 1997-marzo 2001, Hernández-Trujillo *et al*., 2010). Si bien los copépodos fueron el grupo más abundante durante todo el año, la diferencia radicó en que durante años cálidos los cladóceros ocuparon el segundo lugar en la abundancia y, los decápodos y quetognatos lo fueron en año neutral (Hernández-Trujillo *et al*., 2010).

8.2.2- Copépodos

En la variabilidad mensual se destacan dos incrementos en la abundancia de los copépodos (febrero y agosto 2015) al igual que en Hernández-Trujillo *et al*. (2010), con la gran diferencia de que los valores promedio son hasta en dos órdenes de magnitud menores en este estudio. Una posible explicación sería la aparente tendencia decadal decreciente observada en el biovolumen de 1982 a 2001 en BM (Palomares-García y Gómez-Gutiérrez, 1996; Palomares-García *et al*., 2003) al igual que en el sector sur del Sistema de la Corriente de California (SCC) desde 1988 al 1999 (Roemmich y McGowan, 1995; Mackas y Beaugrand, 2010). La disminución se puede explicar por el aumento en la estratificación de la columna de agua ocasionada por agua más cálida, que resulta en la profundización de la termoclina, y por tanto, la zona epipelágica con menos nutrientes implica menor producción nueva y, en última instancia una disminución en el zooplancton (Roemmich y McGowan, 1995).

A pesar de esta disminución en la biomasa, la dominancia de los copépodos se mantuvo durante años *Niño*, *Niña* o neutrales de 1950-1980 (Rebstock, 2001). En

la actualidad, aun cuando la BZ se recuperó parcialmente de 1999 a 2014 en el SCC, los valores no llegaron a ser tan altos como los registrados entre 1950-1980 (Mackas y Beaugrand, 2010); y además disminuyeron bruscamente durante el Blob y El Niño 2015 (Lilly y Ohman, 2018). Lo que explicaría la drástica disminución de los copépodos durante 2015 en BM, resultado del efecto combinado del calentamiento previo el Blob y El Niño 2015 (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019); al igual que en la disminución de la BZ y productividad biológica, relacionados con una débil surgencia y la entrada de nutrientes del océano (Cervantes-Duarte y García-Romero 2016; Jiménez-Quiroz *et al*., 2019).

Los copépodos ocurrieron a lo largo del área de estudio con incrementos de la abundancia durante el primer y segundo semestre del año. Esto puede deberse a la gran riqueza de especies y las adaptaciones morfológicas y fisiológicas que poseen. Por ejemplo, durante 1982-1983 (*El Niño*) ocurrió un recambio estacional de las especies *Paracalanus parvus*, durante la primera parte del año, por *A. lilljeborgii* y *A. tonsa* en la segunda (Palomares-García y Gómez-Gutiérrez, 1996). Sin embargo, en 1997-1998 (*El Niño*), no se detectó un recambio en el patrón anual de los copépodos autóctonos (*A. clausi, A. lilljeborgii, P. parvus*) (Palomares-García *et al*., 2003). En 2015 no hubo recambio de especies, y dominó *A. lilljeborgii*, seguida de *Labidocera trispinosa* y *Centropages furcatus*, pero si se presentaron diferencias en la estructura de la comunidad.

8.2.3- Cladóceros

El incremento extraordinario de la abundancia de los cladóceros al interior de la bahía, coincidió con el aumento de las concentraciones de clorofila *a* en octubre (>1.5 mg m^{-3}), ya que es conocido que son organismos herbívoros (Longhurst, 1985; Gasca y Suárez-Morales, 1996). Entonces, la proliferación de cladóceros y la aparente escases de células de fitoplancton podría haberse debido al sobrepastoreo, aunque las células fitoplanctónicas fueron escasas en el segundo semestre del 2015 (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). En todo caso el incremento de este grupo, pudo deberse a un efecto combinado entre un incremento relativo de la

clorofila *a* y la disponibilidad del alimento (aunque fuera escaso), durante el periodo cálido del año, ya que este grupo fue el segundo más abundante durante El Niño 1997-1998 (Hernández-Trujillo *et al*., 2010) y es reconocido por su afinidad a las aguas cálidas (Boltovskoy, 1981; Gasca y Suárez-Morales, 1996).

8.3- Análisis Estadístico

La presencia de las primeras fases de desarrollo que identifican una actividad reproductiva de los copépodos (nauplios) fue favorecida por aguas de mayor concentración de oxígeno y menor temperatura de primavera-verano; además de la presencia de diatomeas, aunque escasas, al interior de la laguna (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). Los ostrácodos y leptotecatas se encontraron mayormente influenciados por el incremento de la TSM y condiciones oligotróficas (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). Estos grupos muestran una amplia tolerancia a las altas temperaturas (Gasca y Suárez-Morales, 1996). Por otro lado, los cirripedios y poliquetos, ocurrieron en aguas someras de mayor salinidad y concentraciones elevadas de clorofila *a*, probablemente debido a que estos taxa cumplen parte de su ciclo de vida formando parte del bentos.

Los copépodos, quetognatos, cladóceros, decápodos, ictioplancton, entre otros, no respondieron a una variable hidrológica en particular. Una posible razón podría ser el recambio de especies dentro de estos grupos taxonómicos, con representantes de diferentes especies que prosperan en diferentes tiempos de acuerdo a las características hidrológicas.

El área de estudio presentó una relativa homogeneidad espacial debido a la integración de estaciones del interior y cercanas a la boca, dentro de los agrupamientos (primavera-verano y otoño), excepto Punta Gato mencionado anteriormente. Esta condición puede ser relacionada con el hecho de que los muestreos fueron realizados durante mareas muertas, existiendo poco o escaso intercambio con el exterior. Esto es sugerido por la presencia del grupo de los eufaúsidos, asociados generalmente a la zona de la boca (Gómez-Gutiérrez y

Robinson, 2006; Gómez-Gutiérrez *et al*., 2001; 2007), que ocurrieron entre los agrupamientos integrados por estaciones del interior y cercanas a la boca.

8.4- Grupos Tróficos

8.4.1- Comunidad Zooplanctónica

La fracción de los omnívoros fue dominante a lo largo del año, excepto cuando los herbívoros incrementaron su abundancia en enero, abril y octubre. Si bien es cierto que el incremento de la clorofila *a* está relacionado con eventos de surgencias costeras desde finales de primavera y principios de verano (Cervantes-Duarte *et al*., 2007; 2010; 2012; 2013; Murillo-Murillo *et al*., 2013), las diatomeas fueron comparativamente más abundantes durante el primer semestre del 2015 (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). Adicionalmente, el incremento de los herbívoros en enero, pudiera estar relacionado con un aumento de la clorofila *a*, mientras que, en abril, aunque la clorofila *a* fue baja, las concentraciones de diatomeas son las más altas de 2015, esto se debe a que el máximo de clorofila *a* se ubicó en el fondo, en vez de la superficie (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019).

En otoño, al incremento de los herbívoros en los grupos taxonómicos coincidió con un incremento de la clorofila *a*, explicado por la disponibilidad por procesos de resuspensión (Cervantes-Duarte *et al*., 2014). No obstante, las células del fitoplancton fueron escasas en superficie y fondo durante 2015 (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019), coincidiendo con lo reportado en otros estudios para la misma época del año (Gárate-Lizarraga y Siqueiros-Beltrones, 1998). Entonces, una posible explicación de la baja densidad de células del fitoplancton, aún con incremento en la clorofila *a*, podría ser atribuible al sobrepastoreo del zooplancton.

En general, los organismos omnívoros fueron dominantes durante el periodo de estudio en calidad de organismos oportunistas, probablemente mejor adaptados a condiciones de estrés, con la escases de células del fitoplancton, sobre todo durante la segunda mitad del 2015 (*El Niño* 2015). En cambio, los grupos carnívoros fueron

escasos durante todo el año, al parecer por el bajo número de presas potenciales (copépodos), comparado con otros estudios (Hernández-Trujillo *et al*., 2010). La literatura consigna que, los carnívoros planctónicos y sus presas potenciales (omnívoros y herbívoros) presentan un patrón similar de variación de abundancia (2000 a 2008) relacionado con las anomalías positivas de TSM y anomalías negativas de surgencia; en tanto que los herbívoros y omnívoros aumentaron y los carnívoros en menor proporción entre 2010 y 2013, coincidiendo con anomalías negativas de TSM y anomalías positivas de surgencia, en el Golfo de Ulloa (Lavaniegos *et al*., 2015).

8.4.2- Copépodos

La comunidad de los copépodos estuvo constituida principalmente por especies omnívoras, seguida de los carnívoras y un pequeño porcentaje de herbívoras, coincidiendo en lo general con lo encontrado en el Pacífico central mexicano en 2015 (Cabrera-Núñez, 2018). La estructura trófica de ambas localidades fue similar debido a condiciones de oligotrofia en BM ocasionada por *El Niño* (Cervantes-Duarte *et al*., 2014; Jiménez-Quiroz *et al*., 2019), y en el Pacífico Central Oriental, que se conoce como la alberca cálida (Fernández-Álamo y Farber-Lorda, 2006). Esto difiere de la estructura trófica de los grupos del zooplancton en la parte sureña del SCC, al incrementar simultáneamente los omnívoros, carnívoros y herbívoros bajo condiciones de un mayor grado de estratificación (débil surgencias), mientras que el aumento de los herbívoros fue superior durante condiciones de intensas surgencias (Lavaniegos *et al*., 2015).

Los copépodos omnívoros fueron más abundantes (periodo cálido del año) en BM, lo que se relaciona con la intensificación de las condiciones oligotróficas. Estos organismos al ser menos selectivos en cuanto al tipo de alimento, serían capaces de prosperar con las presas disponibles. Los copépodos “especialistas” (carnívoros y herbívoros) no fueron dominantes, pero su proporción incrementó con respecto a los omnívoros (primavera), atribuido a un ligero incremento de la clorofila *a* y a la presencia de diatomeas durante el primer semestre de 2015. No obstante, es

importante mencionar que el tamaño del cuerpo determina la capacidad selectiva de los organismos para alimentarse (Bode *et al*., 2003; Jennings *et al*., 2008; Hunt *et al*., 2015; Yang *et al*., 2017; López-Ibarra *et al*., 2018). Este sería el caso del incremento observado en la proporción de la abundancia de *L. trispinosa* que es una especie carnívora, de mayor tamaño con respecto al resto de las especies identificadas durante el periodo de estudio.

El género *Acartia* es común en estuarios, lagunas costeras y embalses (Margalef, 1989; Villate, 1991). En BM, *A. lilljeborgii* y *A. clausi* son especies residentes por cumplir su ciclo de vida al interior de la laguna (Palomares, 1992), además de ocurrir un reemplazo de especies durante el periodo frio del año *Paracalanus parvus* por *A. lilljeborgii* durante el periodo cálido (Palomares-García y Gómez-Gutiérrez, 1996). A diferencia del estudio anterior, *A. lilljeborgii* fue dominante a lo largo del año durante 2015; sin ocurrir un reemplazo de especies, lo que puede ser explicado por un prolongado calentamiento (El “Blob”-El Niño 2015) interrumpiéndose así la alternancia de las especies residentes en BM (e. g., *A. clausi*, *P. parvus*).

8.5- Mortalidad Natural

La cuantificación de la abundancia de organismos zooplanctónicos vivos y muertos, no es una práctica común, debido a la dificultad en la identificación de esa condición sin el uso de tintes de contraste y al tiempo adicional requerido para el procesamiento de las muestras. Estudios previos han demostrado que las carcasas de zooplancton pueden prevalecer en ambientes marinos y de agua dulce, representando entre el 5 y el 70% de los animales recolectados (Tang *et al*., 2009).

La correlación entre las variables ambientales y los porcentajes de mortalidad no mostró significancia estadística, lo cual sugiere que no fueron las variables analizadas, de forma individual, las causantes principales de las proporciones de organismos muertos. Posiblemente sea el efecto combinado de algunas de las variables utilizadas u otra variable no incluida como el viento, la magnitud de las surgencias o la disponibilidad de nutrientes, sin dejar de mencionar la senescencia

y las potenciales enfermedades y relaciones interespecíficas. No obstante, si pudo apreciarse que la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto estuvieron más correlacionadas con la mortalidad del zooplancton en BM durante 2015, en este sentido varios autores han señalado que las variaciones en las concentraciones de oxígeno constituyen la principal causa de mortalidad en el grupo de los copépodos (Yañez *et al*., 2012, Elliott *et al*., 2010, 2013). Por otra parte, la concentración de clorofila *a* se correlacionó inversamente con la abundancia de organismos muertos, lo que sugiere que ante una limitación de alimento pudo incrementar la mortalidad, como ha sido señalado para el Sistema de la Corriente de Humboldt (Yañez, 2018).

Los copépodos resultaron el grupo taxonómico con menor porcentaje de organismos muertos a lo largo del período de estudio en BM, sugiriéndose así que cuenta con la adaptabilidad necesaria para persistir durante condiciones que pueden ser de estrés para otros taxa de la comunidad zooplanctónica (Elliott *et al*., 2010; Elliott y Tang 2011; Medellin-Mora, 2016). Por otra parte, el grupo de los cladóceros fue el que mayor porcentaje de individuos muertos presentó durante 2015. Estos organismos son predominantemente herbívoros por lo que pueden haber sido más afectados por la escases de células fitoplanctónicas, sobre todo en el segundo semestre del año (Jiménez-Quiroz *et al*., 2019). Además, algunos autores han reportado poca capacidad de este grupo para sobreponerse a condiciones de estrés relacionado con fluctuaciones abruptas de temperatura y disponibilidad del alimento (Allan, 1976; Tang *et al*., 2014).

Durante nuestro período de estudio, observamos una similitud en la fluctuación de las curvas de mortalidad y supervivencia a partir del segundo trimestre del 2015; una posible explicación de esa sincronía es el estrés ambiental al cual está sometida la comunidad inducido por el aumento de la TSM y bajas concentraciones de clorofila y biomasa fitoplanctónica. Sin embargo, las proporciones de organismos muertos no son muy diferentes a los estimados por Elliott y Tang (2011) para Chesapeake Bay.

El porcentaje de organismos vivos de los Diplostracos, fue comparativamente mayor durante la época fría, probablemente debido al aumento de fitoplancton causado

por la mayor disponibilidad de nutrientes asociado al ligero incremento de las surgencias que ocurre en el primer semestre del año (Zaitsev *et al.,* 2003; Cervantes-Duarte *et al.,* 2012; 2013).

Los copépodos mantuvieron porcentajes de supervivencias estables y altos durante todo el año presentando máximos de supervivencia tanto en la época fría como en la cálida. Esto puede estar indicando una alta adaptabilidad de este grupo a condiciones de estrés ambiental. Los copépodos presentan una amplia variedad trófica lo que les permite aprovechar los recursos que se encuentren disponibles en el medio (Kleppel *et al*., 1988; Gasca y Suárez-Morales, 1996; Palomares-García *et al*., 1998).

El ictioplancton presentó su mayor supervivencia coincidiendo con los máximos de abundancia de copépodos, el cual constituye la principal presa de las larvas de peces (Turner, 1984), las que requieren el alimento adecuado, en el momento preciso y en cantidad suficiente (Turner, 1984; Gasca y Suárez-Morales, 1996).

El mayor porcentaje de supervivencia se observó en una estación al interior de la laguna (Punta Gato) y otra cercana a la boca de acceso (Baja Seas). La estación de Punta Gato, ubicada al interior de la laguna, presentó condiciones particulares debido al aporte de nutrientes de las descargas residuales del estero San Carlos, resuspensión de sedimento rico en materia orgánica y el aporte de la materia orgánica de los bosques de manglar, entre otros (Cervantes-Duarte *et al.,* 2014; Cervantes-Duarte y García-Romero, 2016; Jiménez-Quiroz *et al.,* 2019) lo cual pudiera estar conformando un “microhábitat” en esta zona que pudiera favorecer la supervivencia de la comunidad zooplanctónica. Por otra parte, en la estación Baja Seas, ubicada muy cerca de la boca de la laguna, es la zona donde se crían y cultivan especies de peces de interés comercial y económico. El aporte de alimento artificial y de las excretas de los ejemplares cultivados también pudiera contribuir al aporte de nutrientes y al enriquecimiento de la zona (Mangion *et al*., 2017).

Por otro lado, en las estaciones de la Boca y Palmita, los porcentajes de mortalidad estuvieron muy elevados, a consecuencia de las condiciones oligotróficas y de

estrés generadas en la laguna por la acción conjunta de los eventos de calentamiento y el debilitamiento de las surgencias durante 2015 en BM (Cervantes-Duarte y García-Romero, 2016; Jiménez-Quiroz *et al.,* 2019).

9- CONCLUSIONES

La estructura de la comunidad del zooplancton se considera compleja ya que el 70% de los taxa persistieron durante todo el año, destacando los copépodos como el grupo dominante. El 85% del elenco sistemático no presentó correlaciones significativas con las variables ambientales y únicamente los nauplios, leptotecatas, ostrácodos, poliquetos y cirripedios si lo presentaron.

Se encontraron cuatro niveles tróficos en la comunidad del zooplancton (herbívoros, omnívoros, carnívoros y detritívoros) destacando los omnívoros como el más importante pues fluctuó entre el 20 y el 75% del total de la red trófica. En el caso de los copépodos solo se encontraron el 75% de los niveles tróficos, predominando también los omnívoros.

La estimación del porcentaje de organismos vivos y muertos tuvo una fluctuación cíclica a lo largo del año en la que la supervivencia fue mayor en los copépodos (79%) y menor en los diplostracos (18%). La influencia ambiental no se reflejó en los valores estimados de mortalidad y supervivencia en el zooplancton.

Los resultados obtenidos, no aportan elementos suficientes para probar una relación entre los grupos taxonómicos y tróficos con las variables ambientales analizadas. No se encontraron diferencias en la escala espacio-temporal en las proporciones de organismos vivos y muertos lo que sugiere una condición de equilibrio supervivencia-mortalidad del zooplancton en Bahía Magdalena.

10- RECOMENDACIONES

Consideramos fundamental ampliar la cobertura espacio-temporal de nuestra investigación a toda la Bahía y zonas marinas adyacentes. Analizar un mayor número de estaciones de muestreo permitirá capturar mayor volumen de información, tanto biótica como abiótica permitiendo extrapolar nuestros resultados y conclusiones a un área de mayor extensión. Por otro lado, sería más integrador si se tuvieran en cuenta un mayor número de variables ambientales como el efecto de los flujos de corrientes y la dirección e intensidad de vientos.

Identificar como pueden estar influyendo los efectos de eventos climáticos masivos (como El Niño) y los consecuentes porcentajes de organismos vivos y muertos en la comunidad zooplanctónica a nivel de especie. Además, establecer comparaciones entre los niveles de mortalidad en años *Niño* y años neutrales nos permitirá determinar la magnitud con la que estos eventos climáticos pueden estar afectado la comunidad zooplanctónica.

Analizar otros parámetros comunitarios como la velocidad de hundimiento (Decantación) de los organismos muertos, nos permitirá conocer una Tasa de Mortalidad para los grupos del zooplancton.

Utilizar al grupo taxonómico más representativo de la comunidad zooplanctónica (en nuestro caso los copépodos) y realizar un análisis de mortalidad natural que involucre una serie de tiempo más larga que incluya eventos cálidos y fríos para poder delimitar los efectos que pueden tener sobre la supervivencia de las especies.

11- LITERATURA CITADA

Allan, J. D. 1976. Life history patterns in Zooplankton. *Am. Nat*. 110: 165-180

Avendaño-Ibarra R., R. Funes-Rodríguez, A. Hinojosa-Medina, R. González-Armas y G. Aceves-Medina. 2004. Seasonal abundance of fish larvae in a subtropical lagoon in the west coast of the Baja California Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61 (2004) 125-135.

Barber, R. T., J. E. Kogelschatz & P. F. Chavez. 1985. Origin of productivity anomalies during the 1982-1983 El Niño. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 26: 65-71.

Beers, J. R. 1976. Determination of zooplankton biomass. Monographs on Oceanographic Methodology. 4. *Zooplankton Fixation and Preservation*, 37-84.

Benedetti. F., S. Gasparini & S. Ayata. 2016. Identifying copepod functional groups from species functional traits. *J. Plankton Res.* 38(1): 159–166.

Bode, A., P. Carrera & S. Lens. 2003. The pelagic foodweb in the upwelling ecosystem of Galicia (NW Spain) during spring: natural abundance of stable carbon and nitrogen isotopes. ICES *J. Mar. Sci.* 60, 11–22.

Boltovskoy, D. 1981. *Atlas del zooplancton del Atlántico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplancton marino.* 489 pp

Bond, N. A., M. F. Cronin, H. Freeland & N. Mantua. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters,* 42(9), 3414-3420.

Brodsky, K. A. 1950. *Calanoida of the far eastern seas and polar basin of the USSR.* Keys of the fauna of the USSR, No. 35. *Zool. Inst. Acad. Sci. USSR* (Translation: Program for scientific translations, Jerusalem, 1967), 442 pp.

Cabrera-Núñez, S. 2018. *Estructura de la comunidad del zooplancton en la zona costera del Pacífico Central Mexicano (Abril 2015).* Tesis de Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. CICIMAR-IPN. 71pp.

Cervantes-Duarte, R., S. López & E. González. 2007. Características hidrológicas de Bahía Magdalena, BCS, México, en el periodo 2001-2003. CICIMAR *Oceánides*, 22(1,2): 1-11.

Cervantes-Duarte, R., S. López-López, E. González-Rodríguez, & S. Futema-Jiménez. 2010. Ciclo estacional de nutrientes, temperatura, salinidad y clorofila a en Bahía Magdalena. BCS, México (2006-2007). CICIMAR *Oceánides* 25, 111–120.

Cervantes-Duarte, R., S. López-López, F. Aguirre-Bahena, E. González-Rodríguez & S. Futema-Jiménez. 2012. Relevancia de fuentes nitrogenadas nuevas y regeneradas en la columna de agua en Bahía Magdalena (SO Península de Baja California), México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía.* 47(3): 587-592.

Cervantes-Duarte, R., R, Prego, S. López-López, F. Aguirre-Bahena & N. Ospina-lvarez. 2013. Annual patterns of nutrients and chlorophyll in a subtropical coastal lagoon under the upwelling influence (SW of Baja-California Peninsula). *Est. Coast. Shelf Sci*., 120: 54-63.

Cervantes-Duarte, R., A. J. Marmolejo-Rodríguez, J. Santos-Echeandía, S. Futema-Jiménez, F. Barrera-González & S. López-López. 2014. Análisis del agua litoral en San Carlos, Baja California Sur, México. *Naturaleza y Desarrollo*, 12(2): 50-62.

Cervantes-Duarte, R & F. García-Romero. 2016. Características hidrográficas en el litoral de Bahía Magdalena, BCS, México durante El Niño 2015. CICIMAR *Oceánides*, 31(2), 9-20.

Chelton, D. B., P. A. Bernal & J. A. McGowan. 1982. Large-scale interannual physical and biological interaction in the California Current. *Journal of Marine Research* 40: 1095-1125.

Colina, M. 2013. *Pastoreo del zooplancton sobre Grupos Funcionales Basados en Morfología de fitoplancton.* Tesina Licenciatura en Ciencias Biológicas Universidad de Toledo, España. 72pp.

Cota-Meza, S., M. Haro-Garay, R. Massé-Zendejas. 1992. Distribución y abundancia de quetognatos en el complejo lagunar de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México durante el ciclo estacional 1988-1989. *Investigaciones Marítimas* CICIMAR 7:47-59.

Dawson, J. K. & G. Knatz. 1980. *Illustrated key to the planktonic copepods of San Pedro Bay, Ca*. Allan Hancock Found. Tech. Rep., 2: 1–106.

Durazo, R. 2015. Seasonality of the transitional region of the California current system off Baja California. *J. Geophys. Res. Oceans* 120, 1173–1196.

Durazo, R., R. Castro, L. E. Miranda, F. Delgadillo-Hinojosa & A. Mejía-Trejo. 2017. Anomalous hydrographic conditions off the northwestern coast of the Baja California Peninsula during 2013–2016. *Ciencias Marinas*, 43(2).

Durbin, E.G., M. C. Casas, & T. A. Rynearson. 2012. Copepod feeding and digestion rates using prey DNA and qPCR. *J. Plankton Res*. 34, 72–82.

Elliot, D. & K. Tang. 2009. Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples. *Limnol. Oceanogr. Methods* 7, 2009, 585–594.

Elliott, D. & K. Tang. 2011. Spatial and temporal distributions of live and dead copepods in the lower Chesapeake Bay (Virginia, USA). *Estuar. Coasts*. 34, 1039–1048.

Elliott, D., C. K. Harris & K. Tang. 2010. Dead in the water: The fate of copepod carcasses in the York River estuary, Virginia*. Limnol. Oceanogr*. 55, 1821–1834.

Elliott, D. T., Pierson, J. J., & Roman, M. R. (2013). Copepods and hypoxia in Chesapeake Bay: abundance, vertical position and non-predatory mortality. *Journal of plankton research*, 35(5), 1027-1034.

El-Sabaawi, R., J. F. Dower, M. Kainz, & A. Mazumder. 2009. Characterizing dietary variability and trophic positions of coastal calanoid copepods: insight from stable isotopes and fatty acids. *Mar. Biol*. 156 (3), 225–237.

El-Sabaawi, R., M. Trudel, & A. Mazumder. 2013. Zooplankton stable isotopes as integrators of bottom-up variability in coastal margins: a case study from the Strait of Georgia and adjacent coastal regions. *Prog. Oceanogr*. 115, 76–89.

Escribano, R., P. Hidalgo & C. Krautz. 2009. Zooplankton associated with the oxygen minimum zone system in the northern upwelling region of Chile during March 2000. *Deep-Sea Research* II 56: 1083-1094.

Fernández-Álamo, M. A. & J. Färber-Lorda. 2006. Zooplankton and the oceanography of the eastern tropical Pacific: a review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 318-359.

Fiedler, P. C. 1984. Some effects of El Niño 1983 on the northern anchovy. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 25: 53-58.

Fleminger, A. 1967. Taxonomy, distribution and polymorphism in the *Labidocera jollae* group with remarks on evolution within the group (Copepoda:Calanoida). *Proc. US Natl. Mus.* 120: 1–61.

Fleminger, A. 1973. Pattern, number, variability, and taxonomic significance of integumental organs (sensilla and glandular pores) in the genus *Eucalanus (*Copepoda, Calanoida*)*. *Fish. Bull*., 71:965–1010.

Funes-Rodríguez, R., J. Gómez-Gutiérrez & R. Palomares-García. 2007. *Estudios Ecológicos En Bahía Magdalena.* CICIMAR-IPN, FONMAR-BCS, La Paz 346.

Funes-Rodríguez, R., J. Leal-Espinoza, A. Hinojosa-Medina, M. Hernández-Rivas & C. Flores-Coto. 2007. Composición, distribución y abundancia de larvas de peces en Bahía Magdalena. ***En***: *Estudios Ecológicos En Bahía Magdalena*. CICIMAR-IPN, FONMAR-BCS, La Paz. 205-223.

Funes-Rodríguez, R., R. Cervantes-Duarte, S. López-López, A. Hinojosa-Medina, A. Zárate-Villafranco & G. Esqueda-Escárcega. 2012. Abundance patterns of early stages of the Pacific sardine (Sardinops sagax) during a cooling period in a coastal lagoon south of the California Current. *Scientia Marina* 76(2) June 2012, 247-257.

Gárate-Lizárraga, I & D.A. Siqueiros- Beltrones. 1998. Time Variation in Phytoplankton Assemblages in a Subtropical Lagoon System after the 1982-1983 "El Niño" Event (1984 to 1986). *Pacific Science* (1998), vol. 52, no. 1: 79-97.

Gasca, R & Suárez-Morales E. 1996. *Introducción al estudio del zooplancton marino*. 489 pp.

Giesecke, R. & H. E. González. 2004. Mandible characteristics and allometric relations in copepods: a reliable method to estimate prey size and composition from mandible occurrence in predator guts. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77, 607–616.

Gómez-Gutiérrez, J., R. Palomares-García, S. Hernández-Trujillo & A. Carballido-Carranza. 2001. Community structure of zooplankton in the main entrance of Bahía Magdalena, México during 1996. *Revista de Biología Tropical* 49: 545- 558.

Gómez-Gutiérrez, J. & C. J. Robinson. 2006. Tidal current transport of epibenthic swarms of the euphausiid Nyctiphanes simplex in a shallow, subtropical bay on Baja California peninsula, México. *Marine Ecology Progress Series*, 320, 215-231.

Gómez-Gutiérrez, J., S. Martínez-Gómez y C. J. Robinson. 2007. Influence of thermo-haline fronts forced by tides on nearsurface zooplankton aggregation and community structure in Bahía Magdalena, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 346:109-125.

Gómez-Valdivia, F., A. Parés-Sierra, & A. Flores-Morales. 2015. The Mexican coastal current: a subsurface seasonal bridge that connects the tropical and subtropical Northeastern Pacific. *Cont. Shelf Res*. 110, 100–107.

Grice, G. D. 1961. Calanoid copepods from equatorial waters of the Pacific Ocean. *Fish. Bull*. 186: 171–246.

Hays, G. C., A. J. Richardson & C. Robinson. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends in ecology & evolution*, 20(6), 337-344.

Hendrick, M.E. 1993. *Crustáceos decápodos del Pacífico Mexicano. In Biodiversidad marina y costera de México*, (S.I. Salazar-Vallejo and N.E. González, eds.), 271-318.

Henschke, N., J. D. Everett, I. M. Suthers, J. A. Smith, B. P. V. Hunt, M. A. Doblin, & M. D. Taylor. 2015. Zooplankton trophic niches respond to different water types of the western Tasman Sea: a stable isotope analysis. *Deep Sea Res. I, Oceanogr. Res. Pap*. 104, 1–8.

Hernández-Trujillo, S., R. Cervantes-Duarte & S. Aguíñiga- García. 1997. Variación espacial y temporal de algunas variables físicas, químicas y biológicas en Bahía Magdalena, B.C.S. (julio-agosto, 1988). *Revista de Investigación Científica* 8:1-13.

Hernández-Trujillo, S., A. Zarate-Villafranco & G. M. Esqueda- Escárcega. 2005. Estudio inicial de la distribución vertical del biovolumen de zooplancton en Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *Oceánides.* 20:9-16.

Hernández-Trujillo, S., G. Esqueda-Escárcega, J. Hernández-Alfonso & R. Pacheco-Chávez. 2010. Variación diaria de la abundancia del zooplancton en Bahía Magdalena, B.C.S. México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 913- 920.

Hooff, R. C. & W. T. Peterson. 2006. Copepod biodiversity as an indicator of changes in ocean and climate conditions of the northern California current ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 51(6), 2607-2620.

Hunt, B.P.V., V. Allain, C. Menkes, A. Lorrain, B. Graham, M. Rodier, M. Pagano, & F. Carlotti. 2015. A coupled stable isotope-size spectrum approach to understanding pelagic food-web dynamics: a case study from the southwest sub-tropical Pacific. *Deep-Sea Res. II Top. Stud. Oceanogr.* 113 (0), 208–224.

Huyer, A. & R. L. Smith. 1985. The signature of El Niño off Oregon, 1982–1983. *J. Geophys. Res*., 90: 7133–7142.

Jennings, S., T. A. D. Maxwell, M. Schratzberger, & S. P. Milligan. 2008. Body-size dependent temporal variations in nitrogen stable isotope ratios in food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser*. 370, 199–206.

Jiménez-Quiroz, MdC., R. Cervantes-Duarte, R. Funes-Rodríguez, S. A. Barón-Campis, FdJ. García-Romero, S. Hernández-Trujillo, D. U. Hernández-Becerril, R. González-Armas, R. Martell-Dubois, S. Cerdeira-Estrada, J. I. Fernández-Méndez, L. V. González-Ania, M. Vásquez-Ortiz & F. J. Barrón-Barraza. 2019. Impact of "The Blob" and "El Niño" in the SW Baja California Peninsula: Plankton and environmental Variability of Bahia Magdalena. *Front. Mar. Sci*. 6:25.

Jiménez-Rosenberg, S., R. J. Saldierna-Martínez, G. Aceves-Medina, & V. M. Cota–Gómez. 2007. Fish larvae in Bahía Sebastián Vizcaíno and the adjacent oceanic region, Baja California, México. *Check list*, 3(3), 204-223.

Kleppel, G. S., D. Frazel, R. E. Pieper, & D. V. Holliday, D. V. 1988. Natural diets of zooplankton off southern California. *Marine Ecology Progress Series*, 231-241.

Lampert, W & U. Sommer. 2007. *Limnoecology* (Second Ed., pp. 162-180. New York: OXFORD UNIVERSITY PRESS)

Lavaniegos, B. & E. González-Navarro. 1999. Cambios en la comunidad de copépodos durante el ENSO 1992-93 en el Canal de San Lorenzo, Golfo de California. *Ciencias Marinas* 25(2): 239-265.

Lavaniegos, B., J. Gómez-Gutiérrez, J. R. Lara-Lara & S Hernández-Vázquez. 1998. Long-term changes in zooplancton volumes in the California Current System - the Baja California region. *Marine Ecology Progress Series* 169: 55-64.

Lavaniegos, B., L. C. Jiménez-Pérez & G. Gaxiola-Castro. 2002. Plankton response to El Niño 1997-1998 and La Niña 1999 in the southern region of the California Current. *Progress in Oceanography* 54: 33-58.

Lavaniegos, B., B. Gaxiola, G. Jiménez, L. González, M. Baumgartner, T. Durazo, R. García & J. Lara. 2000. *Efectos del evento climático El Niño 1997/98 sobre el*

ecosistema pelágico de la Corriente de California. Simposio CONACyT. Los efectos del fenómeno El Niño en México. México, D. F. 17-19 de mayo de 2000. Pp. 147-163.

Lavaniegos, B., O. Molina-González & M. Murcia-Riaño. 2015. Zooplankton functional groups from the California current and climate variability during 1997-2013. *Oceánides* 30(1): 45-62.

Lenarz, H., A. Ventresca, M. Graham, B. Schwing & F. Chavez. 1995. Explorations of El Niño events and associated biological population dynamics off Central California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 36: 106-119.

Lilly, L. E. & M. D. Ohman. 2018. CCE IV: El Niño-related zooplankton variability in the southern California Current System. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 140, 36-51.

Lluch-Belda, D., M. E. Hernández-Rivas, R. Saldierna-Martínez & R. Guerrero-Caballero. 2000. Variabilidad de la temperatura superficialdel mar en Bahía Magdalena, BCS. CICIMAR *Oceánides*, 15(1): 1-23.

Lluch-Belda, D., D. B. Lluch-Cota & S. E. Lluch-Cota .2005. Changes in marine faunal distributions and ENSO events in the California Current. *Fisheries Oceanography*, 14(6), 458-467.

Longhurst, A.R. 1985. The structure and evolution of plankton communities. *Progress Oceanography*, 15:1-35.

López-Ibarra, G. A & R. Palomares-García. 2006. Estructura de la comunidad de copépodos en Bahía Magdalena, México, durante El Niño 1997-1998. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41(1): 63-76.

López-Ibarra, G.A., A. Bode., S. Hernández-Trujillo., M. J. Zetina-Rejón y F. Arreguín-Sánchez. 2018. Trophic position of twelve dominant pelagic copepods in the eastern tropical Pacific Ocean. *Journal of Marine Systems*. Volume 187.

Mackas, D. L., R. E. Thomson & M. Galbraith. 2001. Changes in the zooplankton community of the British Columbia continental margin, 1985-1999, and their covariation with oceanographic conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(4), 685-702.

Mackas, D. L. & G. Beaugrand. 2010. Comparisons of zooplankton time series. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 286-304.

Mangion, M., J. A. Borg, P. J. Schembri, & P. Sanchez-Jerez. 2017. Assessment of benthic biological indicators for evaluating the environmental impact of tuna farming. *Aquaculture Research*, *48*(12): 5797-5811.

Margalef, R. 1989. Comunidades planctónicas en lagunas litorales. **In:** *Memorias del Simposio Internacional de lagunas costeras* (Ayala, A. & Phlegeer, F. B., eds). UNAM-UNESCO, pp. 545–563.

Martínez-López, A. & G. Verdugo-Díaz. 2000. *Composición y dinámica del fitoplancton en el BAC de Bahía Magdalena, BCS*. Lluch-Belda, J. Elorduy-Garay, SE Lluch-Cota & G. Ponce-Díaz (eds.). BAC: centros de actividad biológica del Pacífico mexicano. CIBNOR, CICIMAR, CONACYT, México, 125-142.

McGowan, J. A. 1985. El Niño 1983 in the Southern California Bight. **En**: *Wooster, W. S. & D. L. Fluharty (Eds). El Niño North. El Niño effects in the eastern subarctic Pacific Ocean*, pp. 66-184. Washington Sea Grant Program, University of Washington.

Medellín Mora, D. J. (2016). *Factores y mecanismos que modulan la estructura comunitaria del mesozooplancton marino Efecto de la estratificación vertical de la columna de agua* (Doctoral dissertation, Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Departamento de Oceanografía).

Miller, C. B., R. D. Batchelder, R. D. Brodeur & W. G. Pearcy. 1985. Response of the zooplankton and ichthyoplankton off Oregon to the El Niño of 1983. **En**: *Wooster WS & DL Fluharty (eds). El Niño North. El Niño effects in the eastern subarctic*

Pacific Ocean, pp. 185-187. Washington Sea Grant Program, University of Washington.

Mullin, M. 1995. The Californian El Niño of 1992 and the fall of Calanus. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports* 36: 175-178.

Murillo-Murillo, I., R. Cervantes-Duarte, G. Gaxiola-Castro, S. López-López, F. Aguirre-Bahena, & E. González-Rodríguez. 2013. Variabilidad de la Productividad Primaria y pigmentos fotosintéticos en una zona de surgencias de la región Sur de la Corriente de California. CICIMAR *Oceánides*, 28(1): 23-26

Natori, N., M. Kuwata, T. Suzuki, & T. Toda. 2017. A novel fracturing device to observe the gut contents of copepod nauplii using a scanning electron microscope. *Limnol. Oceanogr. Methods* 15, 567–571.

Nishida, S., Z. Tanaka & M. Omori. 1977. *Cyclopoid copepods of the family Oithonidae in Suruga Bay and adjacent waters*. *Bull. Plankton Soc. Japan*, 24: 43–82.

Obeso-Nieblas, M., A. R. Jiménez-Illescas, & J. H. Gaviño Rodríguez. 1999. *Modelación de la marea en el sistema lagunar de Bahía Magdalena-Almejas, BCS, México*.

Ojeda-Ruiz de la Peña, M. A & M. Ramírez-Rodríguez. 2012. Interacciones de pesquerías ribereñas en Bahía Magdalena–Almejas, Baja California Sur. *Region y sociedad*. vol.24 no.53.

Palmer, M. W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74, 2215–2230.

Palomares-García, R. 1992. Análisis de la taxocenosis de los copépodos en el complejo lagunar de Bahía Magdalena-Almejas, B.C.S. durante 1985-1986. *Ciencias Marinas* 19:71-92.

Palomares-García, R. y J. Gómez-Gutiérrez. 1996. Copepod community structure at Bahia Magdalena, México during El Niño 1983 - 1984. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43: 583-595.

Palomares-García, R., S. Morales & S. Hernández-Trujillo. 1998. *Catálogo de los copépodos (Crustacea) pelágicos del Pacífico Mexicano*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, México, 352 pp.

Palomares-García, R., A. Martínez-López, R. De Silva-Dávila, R. Funes-Rodríguez, M. A. Carballido-Carranza, R. Avendaño-Ibarra, A. Hinojosa-Medina & G. A. López-Ibarra. 2003. Biological effects of El Niño 1997-98 on shallow subtropical ecosystem: Bahía Magdalena, Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3): 455-466.

Park, T. S. 1968. Calanoid copepods from the central North Pacific Ocean. *Fish. Bull*., 66: 527–572.

Peterson, W. T., J. E. Keister & L. R. Feinberg. 2002. The effects of the 1997–99 El Niño/La Niña events on hydrography and zooplankton off the central Oregon coast. *Progress in oceanography*, 54(1-4), 381-398.

Philander, S.G. 1981. The response of equatorial oceans to a relaxation of the trade winds. *J. Phys. Oceanogr*., 11: 176–189.

Rakocinski, C., J. Lyczkowski-Shultz & S. Richardson. 1996. Ichthyoplankton Assemblage Structure in Mississippi Sound as Revealed by Canonical Correspondence Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 43, 237–257.

Rebstock, G. A. 2001. Long-term stability of species composition in calanoid copepods off southern California. *Marine Ecology Progress Series*, 215, 213-224.

Robinson, C. J. 2016. Evolution of the 2014–2015 sea surface temperature warming in the central west coast of Baja California, Mexico, recorded by remote sensing. *Geophysical Research Letters*, 43(13), 7066-7071.

Roemmich, D. & J. McGowan. 1995. Climatic warming and the decline of zooplankton in the California Current. *Science*, 267: 1324-1326.

Roman M. R., S. B. Brandt, E. D. Houde & J. J. Pierson. 2019. Interactive Effects of Hypoxia and Temperature on Coastal Pelagic Zooplankton and Fish Front. *Mar. Sci*. 6:139.

Saiz, E., K. Griffell, A. Calbet & S. Isari. 2014. Feeding rates and prey: predator size ratios of the nauplii and adult females of the marine cyclopoid copepod *Oithona davisae*. *Limnol. Oceanogr*. 59 (6), 2077–2088.

Sánchez-Montante, O., O. Zaitsev, M. Saldivar-Reyes. 2007. Condiciones hidrofísicas en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Almejas. **En**: Funes-Rodríguez, R; J. Gómez-Gutiérrez y R. Palomares-García (eds) *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena.* CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México. 1-28.

Santamaría- Gallegos, N. A., E. F. Félix-Pico, J. L. Sánchez-Lizaso & R. Riosmena-Rodríguez. 2007. Ecología de la fanerógama Zostera marina en el sistema lagunar Bahía Magdalena-Bahía Almejas. **En**: Funes-Rodríguez, R; J. Gómez-Gutiérrez y R. Palomares-García (eds) *Estudios ecológicos en Bahía Magdalena.* CICIMAR-IPN, La Paz, Baja California Sur, México. 101-112.

Smith, P. E. 1985. A case history of an anti-El Niño to El Niño transition on plankton and nekton distribution and abundances. *El Niño north: Niño effects in the eastern subarctic Pacific Ocean*, 121-142.

Smith, D. L. & K. B. Johnson, 1977. A guide to marine coastal plankton and marine invertebrate larvae. *Kendall/Hunt Publishing Company*. Dubuque, Iowa.

Smith, P. E. & S. L. Richardson. 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larval surveys. Ichthyoplankton surveys. Methodology. Sampling (biological). Plankton collecting devices. Stock assessment. FAO *Fish. Tech. Pap*., (175): 100 pp.

Strickland, J.D.H & T.R. Parsons. 1972. *A practical handbook of seawater analysis. Fisheries research board of Canada.* Bulletin 167 (Second Edition)

Tang, K. W., S. L. Bickel, C. Dziallas, & H. P. Grossart. 2009. Microbial activities accompanying decomposition of cladoceran and copepod carcasses under different environmental conditions. *Aquat. Microb. Ecol*. 57: 89-100.

Tang, K., M. I. Gladyshev, O. Dubovskaya, G. Kirillin & H. Grossart. 2014. Zooplankton carcasses and non-predatory mortality in freshwater and inland sea environments. *Journal of Plankton Research* 36: 597–612.

Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167–1179.

Todd, C. D. & M.S. Laverack. 1991. *Coastal marine zooplackton: A practical manual for students.* Cambridge University Press.

Trasviña, A., D. Lluch-Cota, A. E. Filonov & A. Gallegos. 1999. *Oceanografía y El Niño. Los impactos de El Niño en México.* UNAM-SERMANAT.

Trégouboff G. & Rose M. 1957. *Manuel de planctonologie Méditerranéenne. Centre National de la Recherche Scientifique*. 86 pp.

Turner, J. T. 1984. *The feeding ecology of some zooplankters that are important prey items of larval fish*.

Villate, F. 1991. Annual cycle of zooplankton community in the Abra Harbor (Bay of Biscay): abundance, composition and size spectra. *Journal of Plankton Research* 13, 691–706.

Yang, G., C. Li, K. Guilini, X. Wang, & Y. Wang. 2017. Regional patterns of δ13C and δ15N stable isotopes of size-fractionated zooplankton in the western tropical North Pacific Ocean. *Deep-Sea Res*. I 120, 39–47.

Yañez, S., P. Hidalgo, & R. Escribano. 2012. Mortalidad natural de Paracalanus indicus (Copepoda, Calanoida) en áreas de surgencia asociada a la zona de mínimo oxígeno en el Sistema de Corrientes de Humboldt: implicancias en el transporte pasivo del flujo de carbono. *Rev. de Biol. Mar. Oceanogr*. 47,Nº2: 295-310.

Yañez, S. 2018. *Mortalidad y degradación bacteriana de copépodos pelágicos asociadas a las Zonas de Mínimo de Oxígeno (ZMOs).* Tesis para optar al grado de Doctor en Oceanografía. Universidad de Concepción. Chile. 106 pp

Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Sánchez-Montante & A. Gallegos. 2003. Coastal upwelling activity of the Pacific shell of the Baja California Peninsula. *J. Oceanogr*. 59: 489–502.

Zaitsev, O., O. Sánchez-Montante, & M. Saldivar-Reyes. 2010. Seasonal variations of the thermohaline structure in the Magdalena-Almejas Bay lagoon system and adjacent sea. *Ciencias. Marinas* 36, 413–432.

12- ANEXOS

Variación mensual de la abundancia acumulada y porcentaje de organismos vivos de los cinco grandes grupos del zooplancton en Bahía Magdalena durante 2015.

	Diplostracos		Copépodos		Ictioplancton		Gelatinosos		Otros	
	Total	% Vivos	Total	% Vivos	Total	% Vivos	Total	% Vivos	Total	% Vivos
Enero	35235	100	16001	98	3275	99	19408	98	8164	93
Febrero	39541	90	90489	99	1986	88	20256	95	36694	100
Marzo	13864	37	8727	48	1873	99	11532	91	12691	92
Abril	22357	22	37710	82	9898	71	81942	29	47839	38
Mayo	4811	59	73742	83	52755	39	20508	72	39959	77
Junio	31379	5	28755	63	16135	37	10289	42	14116	72
Julio	2074	0	4704	0	2689	0	1328	0	1086	0
Agosto	65323	2	97466	77	9740	85	43839	90	93697	81
Septiembre	2275	35	23050	87	1945	42	19488	25	17104	35
Octubre	307118	2	68821	100	3136	100	43042	65	20766	64
Noviembre	10199	50	16545	71	3718	41	12715	39	4148	49
Diciembre	164	80	13158	92	4917	88	7115	90	5380	90