

UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO

**FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR Y DE RECURSOS
NATURALES**

CARRERA DE BIOLOGÍA MARINA

**ENSAMBLE ZOOPLANCTÓNICO EN EL HUMEDAL PARQUE
LA ISLA, CONCÓN, Y SU RELACIÓN CON PARÁMETROS
FÍSICO-QUÍMICOS**

TESIS

Patricia Andrea Salazar Barrios

2023

PATRICIA ANDREA SALAZAR BARRIOS

Trabajo de Titulación presentado en conformidad a los requisitos para obtener el título profesional de Biólogo Marino

COMISIÓN DE TÍTULO

Prof. Alfredo Pérez Vargas

Director

Universidad de Valparaíso

Prof. Marcelo Baeza Sequeira

Miembro de la Comisión

ENAP Refinerías Aconcagua

Prof. Ricardo Bravo Méndez

Miembro de la Comisión

Universidad de Valparaíso

TABLA DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	5
ÍNDICE DE TABLAS	6
ÍNDICE DE FIGURAS	8
RESUMEN	9
INTRODUCCIÓN	11
HIPÓTESIS DE TRABAJO	15
OBJETIVO GENERAL	15
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
MATERIALES Y MÉTODOS	17
Área de estudio	17
Muestreo de zooplancton	18
Análisis de las unidades de muestreo	19
Análisis de los datos	19
RESULTADOS	21
Objetivo I. Caracterizar el cuerpo de agua del humedal Parque La Isla mediante registros físico-químicos (<i>i.e.</i> temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto), en las estaciones de primavera 2017 y de verano 2018.....	21
Objetivo II. Registrar la composición y abundancia taxonómica del ensamble zooplanctónico presente en el humedal Parque La Isla, en los dos periodos considerados, en dos estratos de profundidad (superficie y fondo).....	24
Objetivo III. Estimar índices ecológicos del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla, tales como diversidad, uniformidad y similitud.....	27

Objetivo IV. Comparar los registros físico-químicos obtenidos en el cuerpo de agua del humedal Parque La Isla en ambos periodos.....	29
Objetivo V. Comparar los índices ecológicos (diversidad y similitud) del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla entre las estaciones de muestreo en primavera 2017 y en verano 2018 (entre los estratos superficie y fondo, en primavera y verano)....	36
Objetivo VI. Establecer el grado de asociación entre las variables ambientales consideradas en este estudio y los ensambles zooplanctónicos determinados.....	39
DISCUSIÓN	40
Caracterización del cuerpo de agua mediante parámetros ambientales	40
Composición y abundancia taxonómica del ensamble zooplanctónico	43
Índices ecológicos del ensamble zooplanctónico.....	45
Comparación de registros físico-químicos.....	46
Comparación de índices ecológicos (diversidad y similitud)	48
Asociación entre las variables ambientales y el ensamble zooplanctónicos.....	49
CONCLUSIONES	51
LITERATURA CITADA	53
FUENTE DE FINANCIAMIENTO	65

AGRADECIMIENTOS

Esta tesis se desarrolló bajo la iniciativa “Observatorio de la Biodiversidad del Parque La Isla” (2017), División Comunidades, ENAP Refinería Aconcagua.

Primero quiero agradecer a mi director de tesis el profesor Alfredo Pérez por su dedicación y por siempre estar dispuesto a ayudarme con los temas que no manejaba bien. Quiero agradecer especialmente al profesor Dr. Ricardo Bravo por su constante apoyo durante mis años de carrera, y por tener la oportunidad de trabajar con él. También quiero agradecer a Marcelo Baeza ya que sin su iniciativa no podría haber realizado esta tesis, y por su buena onda durante todo el tiempo que estuve en División Comunidades de ENAP Refinería Aconcagua. A Don Eugenio Salazar, quien fue muy amable y buena onda cada vez que navegábamos el humedal del río Aconcagua.

Quiero agradecer a mi madre por su gran amor y apoyo incondicional, a mi padre que, aunque ya no esté conmigo en esta vida, él fue un gran pilar para poder estudiar esta carrera y también a mi hermano Patricio por siempre estar preocupado de mí.

A Alonso por su constante apoyo y amor en los momentos más difíciles, esta vida no me alcanza para agradecerte todo lo que has hecho por mí.

Por último, quiero agradecer a mi amigo y amigas que siempre han estado ahí cuando los necesitaba, los quiero mucho.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Pág.
1 Registros físico-químicos en el estrato superficie del humedal Parque La Isla, Concón, primavera 2017 y verano 2018.....	22
2 Registros físico-químicos en el estrato fondo del humedal Parque La Isla, Concón, primavera 2017 y verano 2018.....	23
3 Abundancia media y error estándar de los taxa registrados en el humedal del río Aconcagua, estrato superficie.....	25
4 Abundancia media y error estándar de los taxa registrados en el humedal del río Aconcagua, estrato fondo.....	26
5 Índices ecológicos del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla, Concón.....	28
6 Resultados de índices de similitud, Bray-Curtis y Sorensen por periodo de muestreo primavera 2017 (estrato superficie y fondo) y verano 2018 (estrato superficie y fondo).....	29
7 Comparación de las tendencias centrales de las variables físico-químicas registradas en el estrato superficie durante los periodos de primavera 2017 y verano 2018 (prueba de hipótesis de Kruskal-Wallis y comparaciones <i>a posteriori</i> según prueba de hipótesis de U de Mann-Whitney con corrección de Bonferroni).....	31
8 Comparación de las tendencias centrales de las variables físico-químicas registradas en el estrato fondo durante los periodos de primavera 2017 y verano 2018 (prueba de hipótesis de Kruskal-Wallis y comparaciones <i>a posteriori</i> según prueba de hipótesis de U de Mann-Whitney con corrección de Bonferroni).....	31

9	Comparación de índices de diversidad de Shannon-Wiener entre estaciones de muestreo para los estratos superficie y fondo durante primavera 2017.....	36
10	Comparación de índices de diversidad de Shannon-Wiener entre estaciones de muestreo para los estratos superficie y fondo durante verano 2018.....	37
11	Comparación de índices de similitud (Sorensen y Bray-Curtis) entre estaciones de muestreo para los estratos superficie y fondo durante primavera 2017 y verano 2018.....	38
12	Resultados del análisis BEST sobre la matriz fija “zooplancton” usando la matriz activa “parámetros físico-químicos”, durante los periodos primavera 2017 y verano 2018.....	39

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Pág.
1	Mapa de la desembocadura del río Aconcagua que contiene el área de estudio.....	18
2	Variabilidad de la temperatura °C en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo; círculo rojo: Prueba U, $p < 0,05$).....	32
3	Variabilidad de la conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$ en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo; círculo rojo: Prueba U, $p < 0,05$).	33
4	Variabilidad del pH en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo).....	34
5	Variabilidad del oxígeno disuelto (mg/L) en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo; círculo rojo: Prueba U, $p < 0,05$).....	35

RESUMEN

Los humedales corresponden a extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas naturales o artificiales, y su importancia radica principalmente en sus funciones ambientales, en la alta biodiversidad y en la productividad. De esta forma, el zooplancton se ha convertido en un trascendental aspecto de estudio en áreas estuarinas. Para caracterizar el ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla y su relación con variables físico-químicas se llevó a cabo un muestreo de zooplancton sobre el humedal del río Aconcagua, durante las temporadas de primavera (2017) y verano (2018), en 4 estaciones de muestreo. En cada estación de muestreo se recolectaron muestras de agua en dos estratos (estrato superficie y estrato fondo), y se registró temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto. La composición y abundancia del ensamble zooplanctónico fue identificado a través de microscopía estereoscópica, se estimaron índices ecológicos, se compararon los registros físico-químicos del humedal en ambos periodos y se estableció el grado de asociación entre las variables físico-químicas y el ensamble zooplanctónico mediante la prueba Global BEST. De esta manera, los registros de temperatura, conductividad y pH, en los estratos superficie y fondo, fueron mayores en verano. Los copépodos fueron el taxón más abundante en ambos periodos, estaciones de muestreo y en ambos estratos de profundidad, con predominancia de harpacticoides. Por otro lado, los huevos de peces fueron registrados en ambos periodos de muestreo en ambos estratos de profundidad y en todas las estaciones. En primavera, la riqueza varió entre 4 y 10 taxones, y en verano entre 3 y 9 taxones; por su parte, la diversidad registró valores entre 0,58 y 2,89 en primavera y entre 1,57 y 2,80 en verano. La uniformidad varió de baja

a muy alta durante ambos periodos de muestreo. El índice de Sorensen varió, en general, de moderada a muy alta similitud. El índice de Bray-Curtis varió, en general, de muy baja a moderada similitud. Si bien, los rangos de temperatura coinciden con los reportados en estudios anteriores realizados en el área del estuario del río Aconcagua, es posible observar que el rango de temperatura en este estudio tiene mayor amplitud. El pH registró valores con rango entre 7,78 y 8,43, valores que se encuentran dentro de la Norma D.S. 144. El periodo de verano presenta valores de conductividad más altos que primavera, además, los niveles de salinidad aumentan durante la época estival cuando las altas temperaturas elevan los niveles de evaporación en los estuarios. La mayor abundancia de Harpacticoida se registró en primavera en estrato fondo hacia el centro del espejo de agua, lo que puede estar relacionado a la entrada de agua de mar que luego por efecto de mezcla se va al fondo. También fueron abundantes hacia la desembocadura del río en el estrato superficie, lo que puede deberse a que es una zona de ingreso de agua marina. En la desembocadura del río Aconcagua se han registrado varias especies de peces, lo que puede explicar la abundancia de huevos de peces en ambos periodos en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos. El humedal Parque La Isla tiene una diversidad relativamente alta. La diversidad es buen indicador para los ecosistemas, altos valores de H' se traducen a un ambiente saludable. La temperatura, la conductividad y el pH son las variables que controlan la estructura del ensamble zooplanctónico en el humedal Parque La Isla, concordando con la hipótesis de trabajo propuesta en esta tesis.

INTRODUCCIÓN

De acuerdo con la Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional (Ramsar), estos ambientes corresponden a extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluyendo las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros (Ramsar 2006).

La importancia de los humedales ha variado con el tiempo. En la antigüedad, los humedales aportaron alimento, agua para beber, tierras de pastoreo, vías de transporte, y como ocupaban un lugar central en la mitología, el arte y la religión, llegaron a ser parte integrante de la vida cultural de los primeros pueblos (Barbier *et al.* 1997). En la actualidad, los humedales son importantes para el bienestar humano, proporcionan un recurso ambiental esencial a través de la regulación climática, oportunidades de pesca y provisión de recursos hídricos que son esenciales para la producción de cultivos y útiles para la recreación (Malekmohammadi & Jahanishakib 2017).

De acuerdo con Meng *et al.* (2017), los humedales juegan un papel importante en el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas en todo el mundo, y son considerados en sí mismos el tipo de ecosistema natural más valioso que apoya significativamente el hábitat de la vida silvestre, proporcionando alimento, agua y refugio para peces, aves y otros animales. Estos reservorios de agua cumplen además numerosas funciones ambientales, siendo las más importantes (1) la depuración del agua, (2) el reciclaje de nutrientes, (3) la retención de sedimentos, (4) el almacenamiento de carbono, (5) el control de inundaciones, (6) la productividad biológica, y (7) el albergue para una gran

biodiversidad. Los humedales también proporcionan beneficios económicos, sociales y culturales, ya que permiten el desarrollo de las actividades pesqueras y agrícolas, abastecen de agua a las comunidades cercanas, permiten la explotación del recurso energético (turba y leña) y son un espacio para la recreación y el turismo (Moreno-Casasola *et al.* 2016, Ramsar 2016). Muchas de estas funciones son importantes para el ser humano, por lo que son valoradas como servicios ecosistémicos (Zedler & Kercher 2005).

Según Balvanera & Cotler (2007), el concepto de servicio ecosistémico surge de la necesidad de enfatizar la estrecha relación entre los ecosistemas y el bienestar de las poblaciones humanas. Los servicios ecosistémicos son los beneficios que la gente obtiene de los ecosistemas. Éstos incluyen (1) servicios de aprovisionamiento (*i.e.*, materias primas, tales como alimento, agua, madera, fibra y combustible), (2) servicios de regulación (*i.e.*, del clima, de inundaciones, de enfermedades, de desechos y de la calidad del agua), (3) servicios culturales que proporcionan beneficios recreativos, estéticos, espirituales y educativos, y (4) servicios de soporte, tales como la formación de suelos, la productividad primaria y el ciclo de nutrientes (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Los humedales se clasifican en tres categorías según lo propuesto por la Convención Ramsar: (1) humedales marinos y costeros, (2) humedales continentales, y (3) humedales artificiales (Fariña & Camaño 2012).

Se estima que los humedales, incluyendo lagos, ríos, marismas y extensiones de agua marina, cubren más de 1.200 millones de hectáreas a nivel mundial. De éstas, nuestro país cuenta con una superficie total aproximada de 1.604.400 de hectáreas, en las que no están considerados algunos tipos de humedales, tales como los mallines, las turberas, y en general los humedales boscosos (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Los humedales

se caracterizan por presentar una alta biodiversidad, y gran parte de su superficie está temporal o permanentemente inundada durante el año, lo que determina que posean una elevada productividad. Parte de esta productividad se debe a la presencia de organismos planctónicos que habitan en estos ambientes (Bó & Malvárez 1999, Paredes *et al.* 2007).

El plancton es un término aplicado a las comunidades de organismos flotantes, a la deriva o que son transportados por los movimientos del agua. Por su naturaleza, se distingue fitoplancton, bacterioplancton y zooplancton. El fitoplancton se compone de microorganismos fotosintetizadores que viven suspendidos en la zona fótica de la columna de agua, y de algunas especies que son heterótrofas por cortos periodos de tiempo (*e.g.* dinoflagelados y euglénidos) (Kilham & Hecky 1988, Oliva-Martínez *et al.* 2014); el bacterioplancton corresponde a la biomasa microbiana, con representantes fotosintéticos y heterótrofos, que flotan libremente en la columna de agua (González *et al.* 2008); y el zooplancton está constituido por el conjunto de especies animales del plancton. El zooplancton de agua dulce comprende principalmente protozoarios, rotíferos, cladóceros y copépodos; y en agua marina, éste se constituye de una mayor variedad de organismos, tales como foraminíferos, radiolarios, tintínidos, apendicularios, quetognatos, salpas, medusas, ctenóforos, poliquetos, entre otros (Rossel *et al.* 1982, Escribano & Castro 2004). El zooplancton constituye uno de los primeros eslabones en la cadena alimentaria acuática y participa activamente en la transferencia de energía desde los productores primarios (bacterias/fitoplancton) hacia los eslabones superiores (invertebrados/peces), los que a su vez son importantes como reguladores del ecosistema y también participan en los ciclos de nutrientes. Estos organismos se consideran recursos biológicos potenciales, ya que son fuente de alimento tanto para larvas de peces como para peces adultos zooplanctófagos, lo

que se traduce en un alto valor ecológico (Rossel *et al.* 1982, Gallo-Sánchez *et al.* 2009, Liu *et al.* 2016). Abdul *et al.* (2016) sostienen que los organismos zooplanctónicos son bioindicadores únicos de las condiciones ambientales, puesto que brindan signos tempranos de estrés en el ambiente acuático a través de sus respuestas a ciertas perturbaciones naturales o antropogénicas. Según Zhang *et al.* (2012), el zooplancton es el componente más importante de los sistemas acuáticos, y se ha convertido en un trascendental aspecto de estudio en áreas estuarinas.

Los parámetros más importantes que afectan la distribución y abundancia del zooplancton son la salinidad y la temperatura (Mouny & Dauvin 2002, Tackx *et al.* 2004, Marques *et al.* 2006). La salinidad es también un factor clave que moldea las comunidades de invertebrados e influye en la diversidad de los humedales (Waterkeyn *et al.* 2010, Pinder *et al.* 2005, Piscart *et al.* 2005). En los estuarios, la estructura de la comunidad zooplanctónica es impulsada principalmente por el gradiente de salinidad (Telesh & Khlebovich 2010, Touran 2012). El humedal del río Aconcagua corresponde a un estuario de cuña salina que se extiende unos 3 kilómetros hacia el interior de la cuenca (Martínez & Cortés 2007).

De acuerdo con David *et al.* (2016), las comunidades zooplanctónicas han sido escasamente estudiadas en los estuarios, lo que representa un problema, dado que éstas son importantes para caracterizar masas de agua y/o sistemas acuáticos, y además porque su dinámica es muy importante en relación con la transferencia de energía hacia otros niveles tróficos.

A nivel mundial se carece de inventarios de humedales, los cambios en la cantidad y la calidad de éstos; por esta razón no se puede hacer un seguimiento del estado de los humedales del mundo (Zedler & Kercher 2005), aunque esto ha mejorado en las últimas décadas aún queda mucho por hacer en cuanto al levantamiento de información de cada

aspecto relacionado a los humedales. Debido a la falta sistemática de información que permita garantizar la conservación y protección de estos ambientes, en este trabajo se presenta información de gran importancia, ya que existen pocos estudios enfocados en el zooplancton de humedales.

HIPÓTESIS DE TRABAJO

El ensamble del zooplancton del humedal Parque La Isla varía espacio-temporalmente de acuerdo con los parámetros físico-químicos del cuerpo de agua.

OBJETIVO GENERAL

Caracterizar el ensamble zooplanctónico en el humedal Parque La Isla, mediante parámetros comunitarios tales como: la composición, la abundancia y la diversidad, junto a los principales parámetros ambientales del cuerpo de agua, durante las estaciones de primavera 2017 y de verano 2018.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Caracterizar el cuerpo de agua del humedal Parque La Isla mediante registros físico-químicos (*i.e.* temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto), en las estaciones de primavera 2017 y de verano 2018.
- II. Registrar la composición y abundancia taxonómica del ensamble zooplanctónico presente en el humedal Parque La Isla, en los dos periodos considerados, y en dos estratos de profundidad (superficie y fondo).
- III. Estimar índices ecológicos del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla, tales como diversidad, uniformidad y similitud.
- IV. Comparar los registros físico-químicos obtenidos en el cuerpo de agua del humedal Parque La Isla en ambos periodos.
- V. Comparar los índices ecológicos (diversidad y similitud) del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla entre las estaciones de muestreo en primavera 2017 y en verano 2018 (entre los estratos superficie y fondo, en primavera y verano).
- VI. Establecer el grado de asociación entre las variables ambientales consideradas en este estudio y el ensamble zooplanctónico determinado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El humedal del río Aconcagua (265622.81E, 6355250.56S), localizado en la bahía de Concón (Fig. 1), es poco profundo y contiene zonas planas estrechas de sedimentos blandos que están expuestos durante la marea baja (Pérez *et. al* 2016).

La gran cuenca exorreica del río Aconcagua nace en la cordillera de Los Andes y desemboca en el océano Pacífico, en la bahía de Concón, zona central de Chile. Su extensión alcanza los 7.360 Km². Se forma de la reunión, en la cordillera de los Andes, de los ríos Juncal (oriente) y Blanco (sureste), recibiendo agua abajo el mayor aporte andino proveniente del río Colorado (norte). Llegando al valle central y aguas abajo de San Felipe, recibe los aportes del río Putaendo y del estero Quilpué por el norte, y por el lado sur recibe al estero Pocuro frente a San Felipe (DGA 2004, Martínez & Cortés 2008).

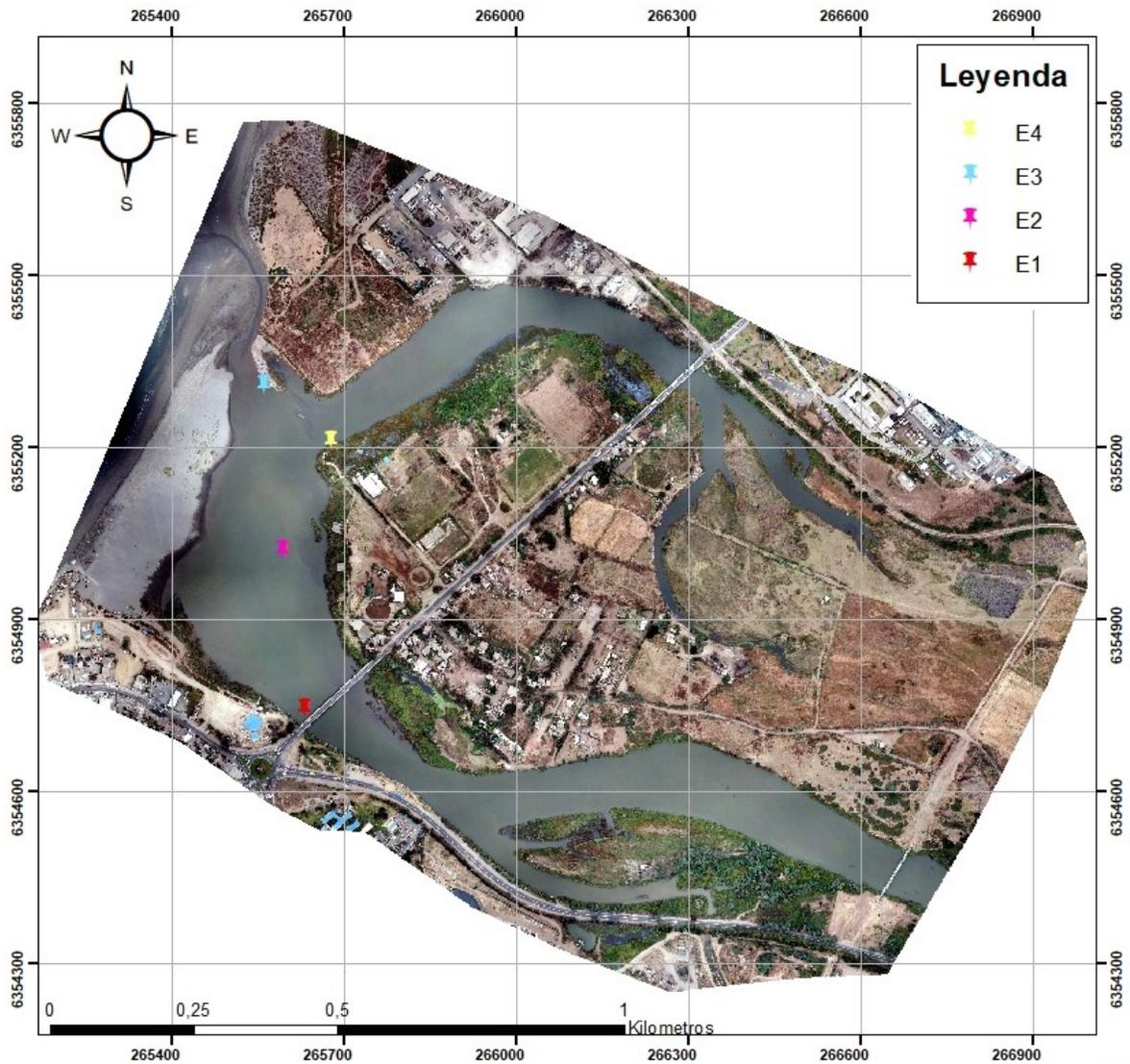


Figura 1. Mapa de la desembocadura del río Aconcagua que contiene el área de estudio.

Muestreo de zooplancton

El muestreo de zooplancton se llevó a cabo entre los días 16 de noviembre y 6 de diciembre de 2017 (primavera) y entre los días 5 y 25 de enero de 2018 (verano). El recorrido se hizo siguiendo un transecto lineal establecido sobre el espejo de agua del humedal del río Aconcagua (Fig. 1), desde el puente Concón hasta la boca del estuario, con una

componente de igual característica hacia el brazo norte del estuario. Se establecieron 4 estaciones de muestreo (E1, E2, E3, E4) dispuestas sobre un transecto lineal, y fueron visitadas a bordo de un bote Fario Y-300 AERO durante marea alta.

La profundidad de cada estación de muestreo se registró mediante una cinta de aforo. Con un medidor multiparámetro Hanna HI929829 se registraron las siguientes variables: temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto. Además, en cada estación de muestreo se recolectaron 2 unidades de muestreo (*i.e.* agua estrato superficie y agua estrato fondo) mediante una trampa Schindler-Patalas de 12 L de capacidad. Las unidades de muestreo fueron fijadas *in situ* en solución de alcohol al 80% (diluido en agua destilada). Posteriormente, las unidades de muestreo fueron almacenadas y etiquetadas en contenedores de plástico de 250 ml.

Análisis de las unidades de muestreo

El análisis de las unidades de muestreo se realizó en el Laboratorio de Zoología de la Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Naturales de la Universidad de Valparaíso. Se utilizó una cámara de conteo Bogorov mediante observación en microscopio estereoscópico Leica MZ7₅ provisto de iluminador óptico Zeiss KL200. El material biológico extraído fue preservado en formalina al 4% (diluida en agua destilada) y luego identificado en base a los trabajos de Ruiz & Bahamonde (1989), Valdovinos & Parra (2006) y Palma (2013).

Análisis de los datos

Para calcular los índices de diversidad de Shannon- Wiener y de uniformidad de Pielou se utilizó el programa PRIMER-E 6.1.6 (Clarke & Gorley 2006). Los índices de similitud de

Sorensen y de Bray- Curtis se obtuvieron mediante el programa PAST 2.17c (Hammer *et al.* 2001).

Debido a que los registros físico-químicos en ambos períodos no alcanzaron los supuestos de homogeneidad de varianza y de normalidad, la comparación de éstos se realizó mediante la prueba de hipótesis no paramétrica H de Kruskal-Wallis. Las diferencias significativas fueron seguidas por la prueba de hipótesis *a posteriori* U de Mann-Whitney con la corrección de Bonferroni. El análisis gráfico de la variabilidad de los parámetros físico-químicos se realizó mediante el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc. 2004). En todos los casos se siguieron los procedimientos estadísticos de acuerdo a Canavos (1998), Sheskin (2000) y Zar (2010), desarrollados mediante los programas PAST 2.17c, PRIMER-E 6.1.6 y STATISTICA 7.0.

Para realizar la comparación de índices ecológicos del ensamble zooplanctónico entre los estratos superficie y fondo, y entre primavera y verano, se llevó a cabo la prueba de hipótesis para índices de diversidad descrita en Zar (2010).

Para establecer el grado de asociación entre las variables físico-químicas y el ensamble zooplanctónico se utilizó la prueba Global BEST (PRIMER-E 6.1.6). Esta prueba busca correlaciones entre una matriz de similitud “fija” y matrices de semejanza producidas a partir de un subconjunto de posibles variables explicativas que provienen de una segunda matriz de similitud “activa”. Este análisis se llevó a cabo usando el conjunto de datos de abundancia de los taxa encontrados (matriz fija) y el conjunto de datos de las variables físico-química (matriz activa).

RESULTADOS

Objetivo I. Caracterizar el cuerpo de agua del humedal Parque La Isla mediante registros físico-químicos (*i.e.* temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto), en las estaciones de primavera 2017 y de verano 2018.

De las variables físico-químicas consideradas en este estudio (Tablas 1 y 2), se observa que los registros de temperatura, de conductividad y de pH, en los estratos superficie y fondo, son mayores en verano 2018 que en primavera 2017. Con relación al oxígeno disuelto, la tendencia fue similar sólo en el estrato superficie, ya que éste en el estrato fondo registró valores mayores en primavera.

Tabla 1. Registros físico-químicos en el estrato superficie del humedal Parque La Isla, Concón, primavera 2017 y verano 2018.

Variables (superficie)	Primavera 2017				Verano 2018			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)
Temperatura (° C)	19,21 (0,60)	18,51 (0,39)	19,25 (0,50)	19,33 (0,63)	21,49 (1,35)	22,75 (0,63)	22,21 (0,81)	21,96 (1,31)
Oxígeno disuelto (mg/L)	8,56 (0,10)	8,82 (0,34)	9,22 (0,36)	8,52 (0,30)	9,24 (0,50)	8,33 (0,67)	8,60 (0,46)	9,04 (0,63)
Conductividad (µS/cm)	1604,75 (414,04)	1871,00 (644,37)	26,02 (14,01)	3291,63 (1121,14)	8250,90 (3782,50)	11356,04 (4350,22)	9873,33 (3984,67)	12766,00 (1513,71)
pH	7,84 (0,17)	8,12 (0,13)	7,85 (0,26)	8,35 (0,14)	8,36 (0,10)	8,35 (0,07)	8,38 (0,04)	8,43 (0,09)

E: estación de muestreo; Me: media aritmética; ee: error estándar.

Tabla 2. Registros físico-químicos en el estrato fondo del humedal Parque La Isla, Concón, primavera 2017 y verano 2018.

Variables (fondo)	Primavera 2017				Verano 2018			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)
Temperatura (° C)	16,40 (0,32)	16,77 (0,67)	17,86 (0,54)	19,25 (0,71)	17,77 (0,54)	20,92 (0,44)	22,13 (0,95)	22,37 (1,29)
Oxígeno disuelto (mg/L)	7,50 (0,92)	8,59 (0,57)	8,96 (0,22)	8,67 (0,50)	3,26 (1,34)	6,25 (1,01)	8,26 (0,31)	7,52 (0,46)
Conductividad (µS/cm)	29,17 (5,60)	29,92 (7,17)	12,89 (0,45)	4324,63 (1478,86)	27188,16 (9080,29)	22853,78 (7747,68)	15394,99 (6987,18)	25646,67 (4257,10)
pH	7,78 (0,18)	7,88 (0,16)	8,23 (0,06)	8,14 (0,11)	7,88 (0,14)	8,19 (0,07)	8,35 (0,04)	8,37 (0,05)

E: estación de muestreo; Me: media aritmética; ee: error estándar.

Objetivo II. Registrar la composición y abundancia taxonómica del ensamble zooplanctónico presente en el humedal Parque La Isla, en los dos periodos considerados, en dos estratos de profundidad (superficie y fondo).

La composición del ensamble zooplanctónico se vio representada principalmente por artrópodos: 11 taxa de 19 taxa totales, esto es *ca.* 60%.

La abundancia total de individuos alcanzó mayores registros en primavera 2017 que en verano 2018 en toda el área de estudio (326 y 204 individuos totales, respectivamente), con diferencias mayores al 40% tanto en el estrato superficie como en el estrato fondo. Con relación a la abundancia, destacan los artrópodos y los huevos de peces (Osteichthyes). Los mayores registros de artrópodos se observaron en primavera en ambos estratos de profundidad, con diferencias mayores al 70% en el estrato superficie, siendo los copépodos el taxon más abundante en ambos periodos y estaciones de muestreo y en ambos estratos de profundidad, con predominancia de harpacticoides. Los huevos de peces fueron registrados en ambos periodos de muestreo en ambos estratos de profundidad y en todas las estaciones de muestreo (Tablas 3 y 4).

Tabla 3. Abundancia media y error estándar de los taxa registrados en el humedal del río Aconcagua, estrato superficie.

Taxa (superficie)	Primavera 2017				Verano 2018			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)
Granuloreticulosa (sp1)						0,25 (1,00)		0,25 (1,00)
Granuloreticulosa (sp2)								
Rotifera (sp1)			0,25 (1,00)	3,50 (14,00)				
Rotifera (sp2)								
Hydra (Cnidaria)	0,25 (1,00)							
Nereididae (larvae)					0,25 (1,00)	0,50 (1,15)		0,50 (2,00)
Nematoda		0,25 (1,00)		0,50 (2,00)		0,50 (1,15)	0,25 (1,00)	0,25 (1,00)
Acari		0,25 (1,00)			0,25 (1,00)	0,25 (1,00)		
Cladocera				0,50 (2,00)				
Calanoida				0,50 (2,00)	0,50 (1,15)	0,25 (1,00)	0,75 (1,91)	
Cyclopoida	0,25 (1,00)	0,50 (1,15)	0,25 (1,00)			0,25 (1,00)	1,75 (4,73)	0,25 (1,00)
Harpacticoida		0,25 (1,00)	11,25 (43,68)	2,00 (8,00)	0,50 (1,15)	0,75 (1,91)	3,50 (8,25)	0,50 (2,00)
Ostracoda							0,75 (1,91)	0,50 (2,00)
Crustacea (nauplius)								
Tardigrada								
Chironomidae	0,25 (1,00)		0,25 (1,00)				0,50 (2,00)	
Hydropsychidae (larvae)								
Hexapoda (larvae)								0,25 (1,00)
Osteichthyes (huevo)	0,50 (1,15)	3,00 (4,32)	0,25 (1,00)	0,75 (3,00)	0,25 (1,00)	1,75 (7,00)	0,75 (1,00)	1,50 (3,46)

E: estación de muestreo; Me: media aritmética; ee: error estándar.

Tabla 4. Abundancia media y error estándar de los taxa registrados en el humedal del río Aconcagua, estrato fondo.

Taxa (fondo)	Primavera 2017				Verano 2018			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)	Me (ee)
Granuloreticulosa (sp1)		0,25 (1,00)				0,25 (1,00)		
Granuloreticulosa (sp2)								0,25 (1,00)
Rotifera (sp1)				1,25 (2,52)		1,00 (4,00)		
Rotifera (sp2)		0,50 (2,00)		3,75 (15,00)				
Hydra (Cnidaria)								
Nereididae (larvae)					3,25 (8,54)	0,75 (3,00)		0,25 (1,00)
Nematoda	1,50 (4,76)	1,75 (3,00)	1,00 (2,83)	0,25 (1,00)				0,25 (1,00)
Acari	0,25 (1,00)	0,75 (3,00)	0,25 (1,00)	0,25 (1,00)	0,75 (3,00)	0,50 (2,00)		
Cladocera	0,25 (1,00)							
Calanoida	0,25 (1,00)	1,00 (4,00)		0,50 (2,00)	0,25 (1,00)	1,25 (1,91)	0,75 (3,00)	0,75 (1,91)
Cyclopoida		3,00 (10,71)	0,25 (1,00)	0,25 (1,00)	0,25 (1,00)	0,25 (1,00)		
Harpacticoida	0,50 (1,15)	25,00 (67,19)	1,75 (4,73)	2,50 (3,83)	1,75 (1,91)	8,75 (29,91)	0,75 (3,00)	0,50 (1,15)
Ostracoda			0,25 (1,00)					1,50 (6,00)
Crustacea (nauplius)	0,50 (2,00)							0,25 (1,00)
Tardigrada		0,25 (1,00)						
Chironomidae	0,50 (1,15)					0,50 (2,00)		
Hydropsychidae (larvae)			0,25 (1,00)					
Insecta (larvae)	0,50 (2,00)	0,75 (1,00)		0,25 (1,00)				1,50 (4,76)
Osteichthyes (huevo)	1,00 (1,63)	1,25 (2,52)	0,75 (1,91)	2,75 (7,19)	0,75 (1,00)	3,50 (11,37)	1,75 (3,42)	0,25 (1,00)

E: estación de muestreo; Me: media aritmética; ee: error estándar.

Objetivo III. Estimar índices ecológicos del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla, tales como diversidad, uniformidad y similitud.

En cuanto a la riqueza taxonómica encontrada en el cuerpo de agua estudiado, durante primavera esta varió entre 4 y 10 taxones, y en verano entre 3 y 9 taxones. La abundancia máxima se registró en primavera, en el estrato fondo de la estación E2; y la abundancia mínima se registró en primavera, en el estrato superficie de la estación E1. Si bien, la diversidad de Shannon-Wiener (H') registró valores entre 0,58 y 2,89 en primavera, y entre 1,57 y 2,80 en verano, las diferencias en las tendencias centrales no fueron significativas ni entre estaciones de muestreo, ni entre estratos de profundidad, ni entre primavera y verano (prueba t, $p > 0,05$ en todos los casos). Con relación a la uniformidad de Pielou (J'), y de acuerdo a la escala de Bloom (1981), los valores indican que durante ambos periodos de estudio esta característica varió de baja a muy alta, predominando la muy alta uniformidad del ensamble zooplanctónico durante el verano, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos de profundidad (Tabla 5).

Tabla 5. Índices ecológicos del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla, Concón.

	S	N	H'(log2)	H'_{máx}	J'	H'_{mín}	J'_{mín}
P0-E1	4	4	2,00	2,00	1,00	2	1,00
P0-E2	5	9	1,88	2,32	0,81	1,88	0,81
P0-E3	5	48	0,58	2,32	0,25	0,58	0,25
P0-E4	6	31	2,11	2,59	0,82	1,01	0,39
P1-E1	9	16	2,90	3,17	0,92	2,50	0,79
P1-E2	10	104	1,65	3,32	0,50	0,70	0,21
P1-E3	7	14	2,50	2,81	0,90	2,09	0,75
P1-E4	9	37	2,48	3,17	0,78	1,40	0,44
V0-E1	5	5	2,32	2,32	1,00	2,32	1,00
V0-E2	8	15	2,46	3,00	0,82	2,31	0,80
V0-E3	7	21	2,41	2,81	0,86	1,60	0,57
V0-E4	8	14	2,81	3,00	0,94	2,40	0,80
V1-E1	6	18	2,06	2,59	0,80	1,50	0,58
V1-E2	9	58	2,15	3,17	0,68	0,99	0,31
V1-E3	3	10	1,57	1,59	0,99	0,92	0,58
V1-E4	9	19	2,72	3,17	0,86	2,25	0,71

P: primavera; V: verano; 0: estrato superficie; 1: estrato fondo; E: estación; S: riqueza; N: abundancia; H': diversidad de Shannon-Wiener; H'_{máx}: diversidad máxima; J': uniformidad de Pielou; H'_{mín}: diversidad mínima; J'_{mín}: uniformidad mínima.

De acuerdo al índice de Sorensen, que considera sólo la composición taxonómica de los ensambles zooplanctónicos, este varió, en general, de moderada a muy alta similitud basado en la escala cualitativa de Bloom (1981). Por el contrario, el índice de Bray-Curtis, que considera la composición taxonómica y la abundancia de cada taxon presente en los ensambles zooplanctónicos, este varió, en general, de muy baja a moderada similitud, pero evidenciando alta similitud en el estrato superficie durante el verano, específicamente en entre las estaciones de muestreo E2-E1 y E2-E4 (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados de índices de similitud, Bray-Curtis y Sorensen por periodo de muestreo primavera 2017 (estrato superficie y fondo) y verano 2018 (estrato superficie y fondo).

Primavera 2017 (estrato superficie)					Verano 2018 (estrato superficie)				
	E1	E2	E3	E4		E1	E2	E3	E4
E1		<i>0,44</i>	<i>0,67</i>	<i>0,20</i>	E1		<i>0,77</i>	<i>0,50</i>	<i>0,46</i>
E2	0,31		<i>0,60</i>	<i>0,55</i>	E2	0,50		<i>0,67</i>	<i>0,75</i>
E3	0,12	0,11		<i>0,55</i>	E3	0,23	0,33		<i>0,67</i>
E4	0,06	0,25	0,25		E4	0,32	0,69	0,40	

Primavera 2017 (estrato fondo)					Verano 2018 (estrato fondo)				
	E1	E2	E3	E4		E1	E2	E3	E4
E1		<i>0,63</i>	<i>0,50</i>	<i>0,67</i>	E1		<i>0,80</i>	<i>0,67</i>	<i>0,53</i>
E2	0,17		<i>0,59</i>	<i>0,84</i>	E2	0,29		<i>0,50</i>	<i>0,44</i>
E3	0,47	0,20		<i>0,63</i>	E3	0,36	0,26		<i>0,50</i>
E4	0,26	0,23	0,39		E4	0,22	0,13	0,28	

E: estación de muestreo; Sorensen: en cursiva; Bray-Curtis: en negrita.

Objetivo IV. Comparar los registros físico-químicos obtenidos en el cuerpo de agua del humedal Parque La Isla en ambos periodos.

En general, en el estrato superficie y en ambos periodos de muestreo no hubo diferencias significativas entre los registros de las variables físico-químicas (prueba H, $p > 0,05$ en todos los casos). No obstante, sólo durante primavera hubo diferencias significativas en la variable conductividad registrada en las estaciones de muestreo E1 y E3 (prueba H, $p < 0,05$) (Tabla 7).

Por otro lado, en el estrato fondo, durante el periodo de primavera, se encontró diferencias significativas en los registros de la variable temperatura en las estaciones de muestreo E1 y E4 (prueba H, $p < 0,05$). En cuanto a la variable conductividad, también se encontró

diferencias significativas en los registros entre las estaciones de muestreo E1-E3 y E3-E4 (prueba H, $p < 0,05$). Durante el verano hubo diferencias significativas en los registros de la variable oxígeno en las estaciones de muestreo E1 y E3 (prueba H, $p < 0,05$). Con respecto a la variable pH, esta tuvo diferencias significativas en los registros entre las estaciones de muestreo E1-E3 y E3-E4 (prueba H, $p < 0,05$) (Tabla 8).

Tabla 7. Comparación de las tendencias centrales de las variables físico-químicas registradas en el estrato superficie durante los periodos de primavera 2017 y verano 2018 (prueba de hipótesis de Kruskal-Wallis y comparaciones *a posteriori* según prueba de hipótesis de U de Mann-Whitney con corrección de Bonferroni).

Descriptor	Primavera 2017				Verano 2018			
	H (g.l; n)	P-valor	Prueba <i>a posteriori</i> (U ₂)	P-valor	H (g.l, n)	P-valor	Prueba <i>a posteriori</i> (U ₂)	P-valor
Temperatura (°C)	1,478 (3;16)	> 0,05			0,1099 (3;16)	> 0,05		
Conductividad (µS/cm)	8,096 (3;16)	< 0,05	E1≠E3	< 0,05	0,9917 (3;16)	> 0,05		
Oxígeno disuelto (mg/L)	3,551 (3;16)	> 0,05			1,992 (3;16)	> 0,05		
pH	4,5 (3;16)	> 0,05			0,4781 (3;16)	> 0,05		

H: Kruskal-Wallis; g.l: grados de libertad; Prueba *a posteriori* (U₂): Prueba de Mann-Whitney con la corrección de Bonferroni; P-valor: < 0.05.

Tabla 8. Comparación de las tendencias centrales de las variables físico-químicas registradas en el estrato fondo durante los periodos de primavera 2017 y verano 2018 (prueba de hipótesis de Kruskal-Wallis y comparaciones *a posteriori* según prueba de hipótesis de U de Mann-Whitney con corrección de Bonferroni).

Descriptor	Primavera 2017				Verano 2018			
	H (g.l; n)	P-valor	Prueba <i>a posteriori</i> (U ₂)	P-valor	H (g.l, n)	P-valor	Prueba <i>a posteriori</i> (U ₂)	P-valor
Temperatura (°C)	7,853 (3;16)	< 0,05	E1≠E4	< 0,05	8,286 (3;16)	> 0,05		
Conductividad (µS/cm)	8,029 (3;16)	< 0,05	E1≠E3; E3≠E4	< 0,05	3,054 (3;16)	> 0,05		
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,123 (3;16)	> 0,05			7,206 (3;16)	< 0,05	E1≠E3	< 0,05
pH	5,608 (3;16)	> 0,05			9,185 (3;16)	< 0,05	E1≠E3; E1≠E4	< 0,05

H: Kruskal-Wallis; g.l: grados de libertad; Prueba *a posteriori* (U₂): Prueba de Mann-Whitney con la corrección de Bonferroni; P-valor: < 0.05

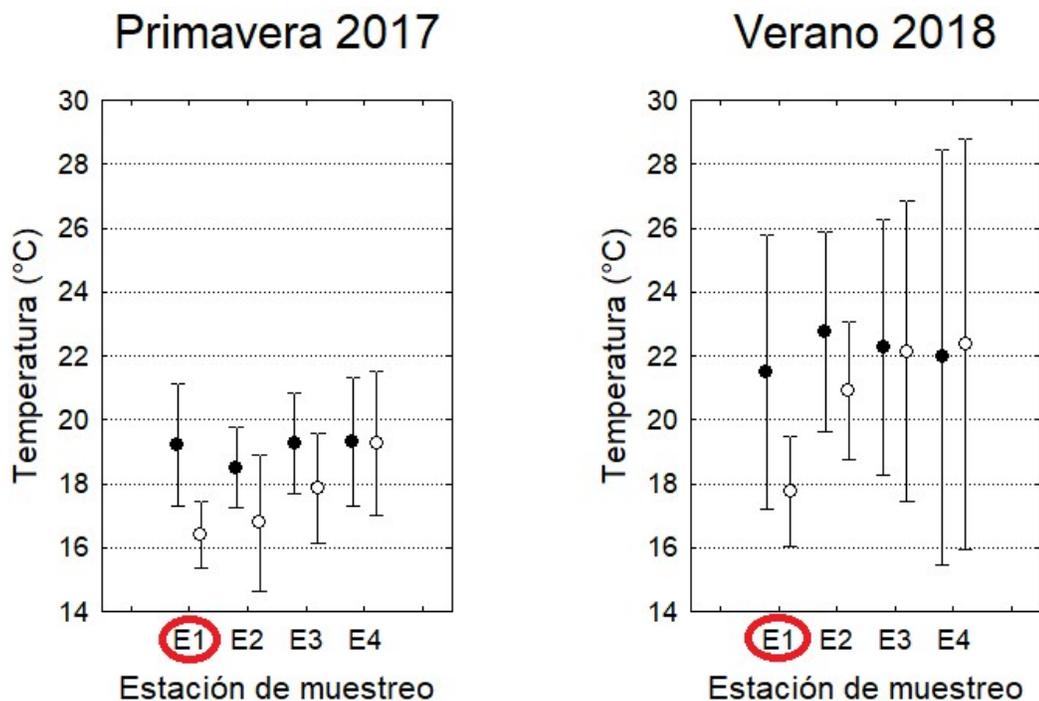


Figura 2. Variabilidad de la temperatura (°C) en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo; círculo rojo: Prueba U, $p < 0,05$).

Se realizó la comparación entre estratos de profundidad por cada variable físico-químico en ambos periodos y por estación de muestreo.

En la Figura 2 se observa que la mayor variabilidad de la temperatura (°C) ocurrió en verano, y que, en general, el estrato superficie presentó mayor temperatura que el estrato fondo. Sin embargo, sólo se evidenció diferencias significativas en la estación de muestreo E1 entre el estrato superficie y el estrato fondo en ambos periodos de muestreo (primavera y verano) (Prueba U, $p > 0,05$).

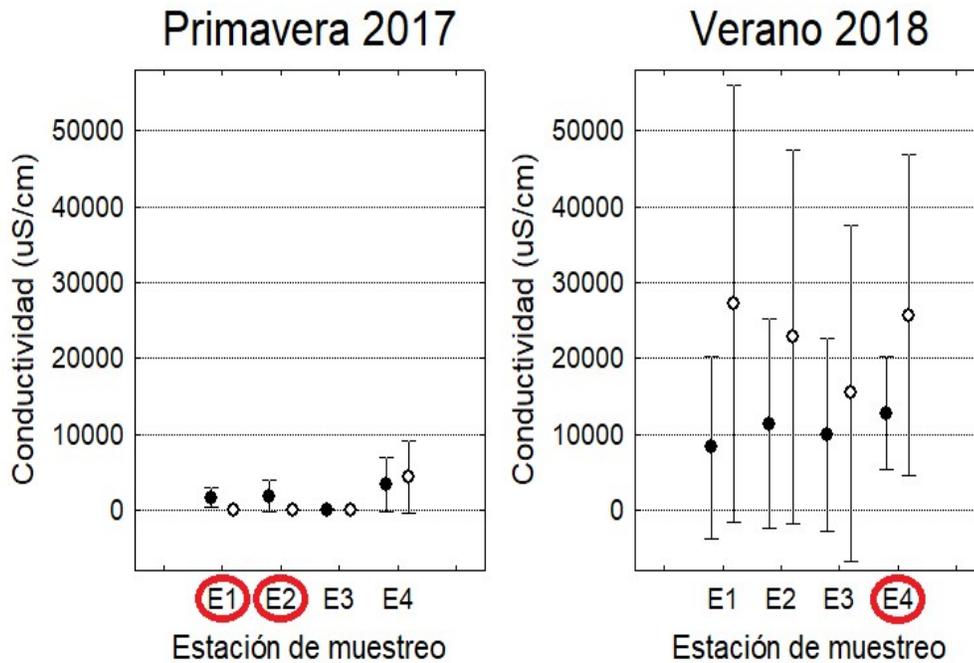


Figura 3. Variabilidad de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo; círculo rojo: Prueba U, $p < 0,05$).

En primavera se observa que la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) tuvo baja variabilidad en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos, a diferencia del verano en que se observa una mayor variabilidad en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos. Con respecto al procesamiento estadístico, se observaron diferencias significativas durante primavera, en las estaciones E1 y E2 en ambos estratos, y en verano en la estación de muestreo E4, en ambos estratos (Fig. 3) (Prueba U, $p < 0,05$).

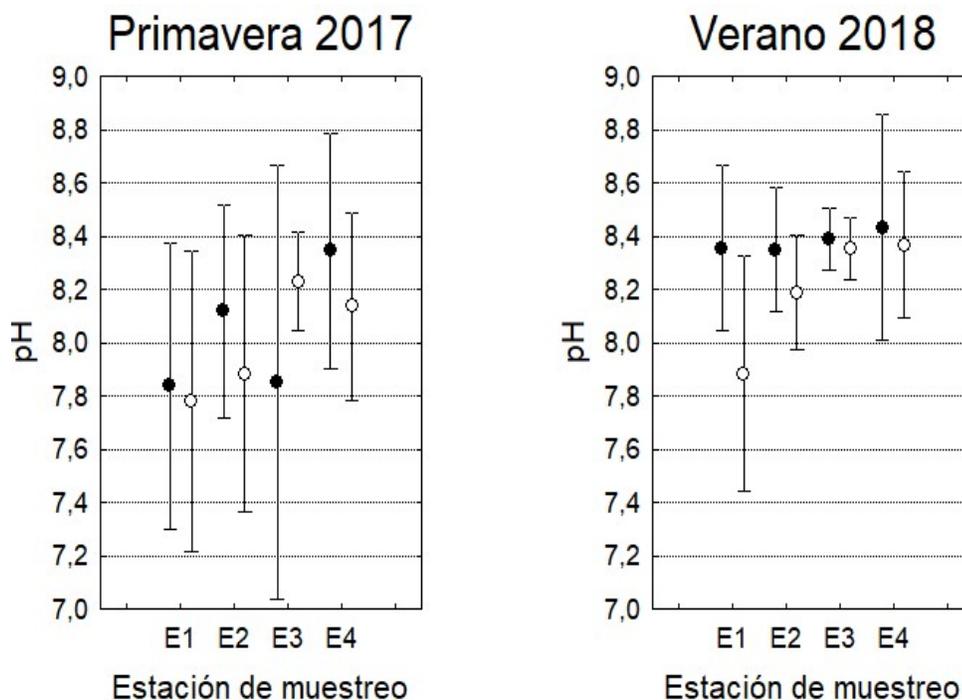


Figura 4. Variabilidad del pH en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo).

En la Figura 4, por una parte, se observa que la mayor variabilidad en el pH ocurrió en primavera, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos, y, por otra parte, que en primavera se registraron los valores medios de pH relativamente más bajos, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos. Con respecto al procesamiento estadístico, no se evidenciaron diferencias significativas (Prueba U, $p > 0,05$).

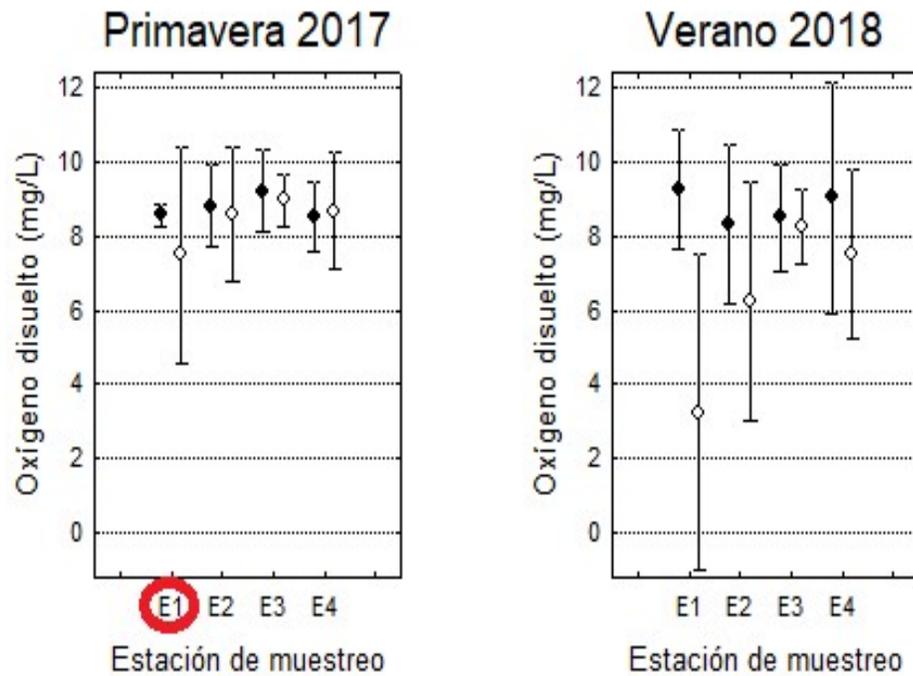


Figura 5. Variabilidad del oxígeno disuelto (mg/L) en ambos periodos de muestreo (marcador negro: estrato superficie; marcador blanco: estrato fondo; círculo rojo: Prueba U, $p < 0,05$).

En la Figura 5 se observa que el oxígeno disuelto (mg/L) presentó menor variabilidad en primavera, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos. En verano, destaca la alta variabilidad del oxígeno disuelto en el estrato fondo, en especial en la estación E1. Con respecto al procesamiento estadístico, sólo se evidenciaron diferencias significativas en primavera, en la estación E1 (Prueba U, $p < 0,05$).

Objetivo V. Comparar los índices ecológicos (diversidad y similitud) del ensamble zooplanctónico del humedal Parque La Isla entre las estaciones de muestreo en primavera 2017 y en verano 2018 (entre los estratos superficie y fondo, en primavera y verano).

En las Tablas 9 y 10 se observa que la diversidad de Shannon-Wiener asociada a las estaciones de muestreo no presentaron diferencias significativas ni en los periodos de primavera y verano ni en los estratos superficie y fondo (Prueba t, $p > 0,05$).

Tabla 9. Comparación de índices de diversidad de Shannon-Wiener entre estaciones de muestreo para los estratos superficie y fondo durante primavera 2017.

Comparación (estrato superficie)	$t_{\text{calculado}}$	$g.l.$	$t_{\text{Tabla:0,05(2)}}$	$P\text{-valor}$
$H'_{E1(es)} = H'_{E2(es)}$	0,210	9,000	2,262	> 0,05
$H'_{E1(es)} = H'_{E3(es)}$	1,890	48,000	2,011	> 0,05
$H'_{E1(es)} = H'_{E4(es)}$	-0,210	31,000	2,040	> 0,05
$H'_{E2(es)} = H'_{E3(es)}$	1,380	43,760	2,017	> 0,05
$H'_{E2(es)} = H'_{E4(es)}$	-0,300	26,930	2,056	> 0,05
$H'_{E3(es)} = H'_{E4(es)}$	-1,650	78,230	1,991	> 0,05
Comparación (estrato fondo)	$t_{\text{calculado}}$	$g.l.$	$t_{\text{Tabla:0,05(2)}}$	$P\text{-valor}$
$H'_{E1(ef)} = H'_{E2(ef)}$	1,96	95,01	1,986	> 0,05
$H'_{E1(ef)} = H'_{E3(ef)}$	0,73	28,26	2,048	> 0,05
$H'_{E1(ef)} = H'_{E4(ef)}$	0,69	52,69	2,007	> 0,05
$H'_{E2(ef)} = H'_{E3(ef)}$	-1,24	69,11	1,995	> 0,05
$H'_{E2(ef)} = H'_{E4(ef)}$	-1,14	116,11	1,981	> 0,05
$H'_{E3(ef)} = H'_{E4(ef)}$	0,02	45,9	2,014	> 0,05

H' : diversidad de Shannon-Wiener; E: estación de muestreo; es: estrato superficie; ef: estrato fondo; $g.l.$: grados de libertad.

Tabla 10. Comparación de índices de diversidad de Shannon-Wiener entre estaciones de muestreo para los estratos superficie y fondo durante verano 2018.

Comparación (estrato superficie)	$t_{\text{calculado}}$	$g.l.$	$t_{\text{Tabla:0,05(2)}}$	$P\text{-valor}$
$H'_{E1(es)} = H'_{E2(es)}$	-0,28	15,00	2,131	> 0,05
$H'_{E1(es)} = H'_{E3(es)}$	-0,18	21,00	2,080	> 0,05
$H'_{E1(es)} = H'_{E4(es)}$	-1,48	14,00	2,145	> 0,05
$H'_{E2(es)} = H'_{E3(es)}$	0,08	34,63	2,032	> 0,05
$H'_{E2(es)} = H'_{E4(es)}$	-0,58	25,64	2,06	> 0,05
$H'_{E3(es)} = H'_{E4(es)}$	-0,68	33,97	2,035	> 0,05
Comparación (estrato fondo)	$t_{\text{calculado}}$	$g.l.$	$t_{\text{Tabla:0,05(2)}}$	$P\text{-valor}$
$H'_{E1(ef)} = H'_{E2(ef)}$	-0,11	51,18	2,009	> 0,05
$H'_{E1(ef)} = H'_{E3(ef)}$	0,62	26,3	2,056	> 0,05
$H'_{E1(ef)} = H'_{E4(ef)}$	-0,93	34,16	2,032	> 0,05
$H'_{E2(ef)} = H'_{E3(ef)}$	0,76	33,00	2,035	> 0,05
$H'_{E2(ef)} = H'_{E4(ef)}$	-0,83	68,29	1,995	> 0,05
$H'_{E3(ef)} = H'_{E4(ef)}$	-1,65	22,09	2,074	> 0,05

H' : diversidad de Shannon-Wiener; E: estación de muestreo; es: estrato superficie; ef: estrato fondo; $g.l.$: grados de libertad.

En la Tabla 11 se observan diferencias, de acuerdo a la interpretación de la escala cualitativa de Bloom (1981), en las comparaciones de la estructura del ensamble zooplanctónico según el índice de similitud de Sorensen y el índice de similitud de Bray-Curtis. Estos resultados sólo concuerdan entre E1-E4 (estrato superficie, periodo primavera), E1-E3 (estrato fondo, periodo primavera) y E2-E4 (estrato superficie, periodo verano).

Tabla 11. Comparación de índices de similitud (Sorensen y Bray-Curtis) entre estaciones de muestreo para los estratos superficie y fondo durante primavera 2017 y verano 2018.

Estrato superficie, primavera 2017		
Estaciones	Sorensen	Bray-Curtis
E1-E2	Moderada	Baja
E1-E3	Alta	Muy baja
E1-E4	Muy baja	Muy baja
E2-E3	Moderada	Muy baja
E2-E4	Moderada	Baja
E3-E4	Moderada	Baja

Estrato superficie, verano 2018		
Estaciones	Sorensen	Bray-Curtis
E1-E2	Alta	Moderada
E1-E3	Moderada	Baja
E1-E4	Moderada	Baja
E2-E3	Alta	Baja
E2-E4	Alta	Alta
E3-E4	Alta	Baja

Estrato fondo, primavera 2017		
Estaciones	Sorensen	Bray-Curtis
E1-E2	Alta	Muy baja
E1-E3	Moderada	Moderada
E1-E4	Alta	Baja
E2-E3	Moderada	Muy baja
E2-E4	Muy alta	Baja
E3-E4	Alta	Baja

Estrato fondo, verano 2018		
Estaciones	Sorensen	Bray-Curtis
E1-E2	Alta	Baja
E1-E3	Alta	Baja
E1-E4	Moderada	Baja
E2-E3	Moderada	Baja
E2-E4	Moderada	Muy baja
E3-E4	Moderada	Baja

Objetivo VI. Establecer el grado de asociación entre las variables ambientales consideradas en este estudio y los ensambles zooplanctónicos determinados

La prueba Global BEST entre la matriz fija (abundancia de los taxa del ensamble zooplanctónico) y la matriz activa (parámetros físico-químicos), revela que los parámetros que dan cuenta de la estructura del ensamble zooplanctónico en el periodo de primavera son: temperatura, conductividad y pH. Por otra parte, en verano los parámetros que dan cuenta de la estructura del ensamble del zooplancton son: conductividad y pH (Tabla. 12).

Tabla 12. Resultados del análisis BEST sobre la matriz fija “zooplancton” usando la matriz activa “parámetros físico-químicos”, durante los periodos primavera 2017 y verano 2018.

Matriz fija	Matriz activa	Primavera 2017	Verano 2018
		Global BEST ($\alpha=0,05$)	Global BEST ($\alpha=0,05$)
		Variables	Variables
Zooplancton	Parámetros físico-químicos	T°/Cond./pH	Cond./pH

DISCUSIÓN

Caracterización del cuerpo de agua mediante parámetros ambientales

Las zonas estuarinas como lo es el humedal Parque La Isla son áreas de transición entre la tierra y el mar, y son sistemas muy variables debido a la interacción entre los componentes abióticos y bióticos (Primo *et al.* 2009, Milazzo *et al.* 2016). La variación en los procesos físicos y químicos que ocurren en los estuarios se ve reflejada en la dinámica de las comunidades biológicas, especialmente de la comunidad planctónica (Marques *et al.* 2007). La temperatura juega un rol clave en la distribución de las especies y también es un factor importante para la vida en los estuarios (Morhit & Mouhir 2014). Según los estudios de Gaete *et al.* (2001) los registros de temperatura en el cuerpo de agua del río Aconcagua se registraron entre 19,75°C y 21,5°C en la superficie, y entre de 18,1 °C y 18,6 °C en el fondo. Por otra parte, Fierro (2004) reportó registros durante la época estival de 21°C en la zona superficial y de 18 °C en la zona profunda del río Aconcagua. En este estudio los valores promedio de temperatura en primavera 2017 variaron entre 18,51 °C y 19,33 °C en el estrato superficie, y en el estrato fondo entre 16,40 °C y 19,25 °C. Durante el verano 2018 los valores promedio de temperatura en el estrato superficie variaron entre 21,49 °C y 22,75 °C, y en el estrato fondo los valores variaron entre 17,77 °C y 22,37 °C. Si bien, estos rangos de temperatura coinciden con los reportados en estudios anteriores realizados en el área del estuario del río Aconcagua, es posible observar que el rango de temperatura en este estudio tiene mayor amplitud, es decir registros más bajos en el estrato fondo y registros más altos en el estrato superficie.

El pH del agua resume la estabilidad del equilibrio entre las distintas formas del ácido carbónico, siendo una variable determinante en el control del proceso de reajuste y fijación del fósforo, dependiente de la liberación de dióxido de carbono de la atmósfera, del equilibrio respiratorio y del metabolismo fotosintético (Morhit & Mauhir 2014).

Para el humedal Parque La Isla, Bravo & Caballero (2015) reportaron pH promedio 8,15, el MMA (2017) reportó pH 6,5 como valor mínimo, y pH 8,5 como valor máximo, y la DGA (2004) reportó pH 6,3 como valor mínimo y pH 9,9 como valor máximo. En el presente estudio, tanto en primavera 2017 como en verano 2018, y en los estratos superficie y fondo, el pH registró valores que indican alcalinidad en el espejo de agua, con rango entre 7,78 y 8,43, valores ligeramente mayores a los valores mínimos reportados en otros estudios, pero que se encuentran dentro de lo establecido por la Norma D.S. 144 (MINSEGPRES 2009) que señala pH 6,0 como valor mínimo y pH 8,5 como valor máximo.

La salinidad es quizás la variable que mejor describe los cambios hidrológicos en un sistema estuarino. Su incremento o disminución depende de la cantidad de agua dulce que entra o sale del sistema (Blanco *et al.* 2006). La salinidad es una variable que se asocia y se ve afectada por muchos factores, tales como la tasa de evaporación, las lluvias, la dilución, y principalmente por la marea. Por otra parte, esta variable es determinante de la distribución de muchos organismos que habitan los ecosistemas estuarinos (Gaghia *et al.* 2012, Milazzo *et al.* 2016). En este estudio se consideró la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para determinar la concentración de sales en el ambiente. Tanto en primavera 2017 como en verano 2018, y en ambos estratos de profundidad, la conductividad se registró más alta en

la estación de muestreo E4 (brazo norte del espejo de agua), lo que pudo deberse a que en esa zona la concentración de iones tiende a ser mayor producto de la mayor evaporación de agua con menos movimiento. Por otra parte, en verano los valores de conductividad fueron más altos que en primavera, puesto que usualmente los niveles de salinidad aumentan durante la época estival cuando las altas temperaturas elevan los niveles de evaporación en los estuarios. Los registros de esta variable concuerdan con los reportados por Figueroa *et al.* (2009) en humedales de la IV y V regiones de Chile.

El oxígeno disuelto (mg/L) se registró con valores más altos en superficie tanto en primavera como en verano. Según la DGA (2004) el rango de calidad de agua de esta variable para la cuenca del río Aconcagua es de 3,1 mg/L a 15,8 mg/L, y el valor promedio registrado en la desembocadura por el MMA (2017) es de 9,2 mg/L. Los resultados de este estudio concuerdan con estos registros. Dado que la conductividad fue mayor en verano, al igual que la temperatura en el estrato fondo, la concentración de oxígeno disuelto se vio afectada haciendo que disminuya, razón por la que el oxígeno disuelto en verano fue menor en este estrato. Como un indicador importante de la calidad de agua el oxígeno disuelto tiene influencia en muchos procesos químicos y biológicos del ambiente y es crucial para la vida, por lo que esta variable es indicativa de la salud de un sistema acuático, es vital en el metabolismo de organismos aeróbicos y en la respiración de los mismos (Gadhia *et al.* 2012).

Composición y abundancia taxonómica del ensamble zooplanctónico

Entre los ambientes costeros los estuarios representan uno de los hábitats más desafiantes para las comunidades bióticas, esto debido a sus características hidrológicas y geomórficas altamente cambiantes que exponen a los organismos a variaciones considerables a corto y largo plazo (Chazarreta *et al.* 2020). Los ecosistemas estuarinos son muy dinámicos, donde la circulación de agua y las influencias terrestres inducen altas variabilidades en la distribución y estructura de las comunidades zooplanctónicas (Morgado *et al.* 2007, Vieira *et al.* 2003). La comunidad de zooplancton de los sistemas costero-estuarinos de poca profundidad tienden a ser afectados principalmente por los vientos y la salinidad (Esteves *et al.* 2008). Las corrientes de marea y los caudales de los ríos también son responsables de la variabilidad de la abundancia del zooplancton, ya que inciden en el periodo de tiempo que las distintas poblaciones zooplanctónicas logran persistir en estos ambientes estuarinos (Morgado *et al.* 2007).

En este estudio se registraron 19 taxa zooplanctónicos; 11 de éstos corresponden al Phylum Arthropoda, encontrados en ambos periodos de muestreo y en ambos estratos de profundidad, siendo los copépodos los más abundantes, específicamente los del orden Harpacticoida. Los copépodos constituyen el principal eslabón de transferencia de energía entre los productores primarios y son abundantes en sistemas estuarinos (Villate & Orive 1981, Ordóñez-López & Ornelas-Roa 2003). En estudios similares estos organismos representan la mayor abundancia con respecto a otros taxa (Soetaert & Van Rijswijk 1993, Oltra & Miracle 2000, Froneman 2004, Tapia & Naranjo 2004, Jeyraj *et al.* 2014), concordando con los resultados de este estudio.

Según Gonçalves *et al.* (2010), harpacticoides representan una menor fracción de abundancia en la comunidad de copépodos. Sin embargo, este orden constituye un grupo diverso y el segundo más abundante del zooplancton. La mayor abundancia de Harpacticoida se registró en primavera en estrato fondo en la estación E2, lo que puede estar relacionado a la entrada de agua de mar que luego por efecto de mezcla se va al fondo. También fueron abundantes en la estación E3 en el estrato superficie, lo que pudo deberse a que en esa zona es donde ingresa el agua marina. En general estos organismos son bastante tolerantes a los cambios de salinidad, por lo que han logrado explotar variados hábitats como el mar abierto, zonas salobres y de agua dulce (Caramujo 2015).

En verano 2018 se registraron las mayores abundancias del orden Calanoida y del orden Cyclopoida en el estrato fondo y en estrato superficie, respectivamente. Este tipo de copépodos han tenido un gran éxito en colonizar aguas dulces, y también aguas de casi todas las salinidades y temperaturas (Miracle 2015). Estos copépodos marinos costeros o estuarinos pueden realizar esta colonización debido a amplio rango de tolerancia a la salinidad (Menu-Marque 2003). En cuanto al orden Cyclopoida, los copépodos libres pueden vivir en agua superficiales ya sean salobres, dulces o saladas, aunque también podrían habitar cerca del fondo; y entre los copépodos bentónicos casi no hay calanoides, pero sí abundan los harpacticoides y algunos ciclopoides (Fernández de Puelles 2015).

Los huevos de Osteichthyes fueron registrados en ambos periodos de muestreo, en ambos estratos y en todas las estaciones de muestreo. En la desembocadura del río Aconcagua se han registrado varias especies de peces lo que hace que esta zona sea de alta riqueza. Esto puede explicar la abundancia de huevos de peces en ambos periodos en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos. Según el estudio de Zunino *et al.* (2009) los peces con

más abundancia encontrados en la desembocadura del río Aconcagua son: lisa común, que en su estado larval se alimenta de microalgas y copépodos (Villanueva 2016), puye, que se alimenta de zooplancton (Vega *et al.* 2013), y pejerrey, cuya alimentación es de tipo planctívora con predilección por zooplancton (cladóceros y copépodos) (Reartes 1995). La mayoría de estos peces se alimenta de copépodos, por lo tanto, esto concuerda con la gran cantidad de huevos de peces asociados a una gran cantidad de copépodos, ya que estos superan el 50% de los organismos encontrados en este estudio. Muchos juveniles de peces marinos de importancia económica dependen de los estuarios para completar su ciclo de vida (David *et al.* 2016). La utilización de estos ecosistemas para el desove y posterior reclutamiento es una estrategia recurrente en muchos organismos marinos con larvas planctónicas, dadas las condiciones ambientales más favorables para el crecimiento y la supervivencia larval (Swearer *et al.* 1999).

Índices ecológicos del ensamble zooplanctónico

La riqueza de especies en el estrato fondo varió de 3 a 10 taxones, por otro lado, en el estrato superficie varió de 4 a 8 taxones. La diversidad de Shannon (H') varió de 0,58 a 2,89, concordando con resultados de varios autores en trabajos de similares características Telesh (2004), Iannacone & Alvariño (2007), Ramos-Centeno & Napa-España (2019). La uniformidad de Pielou (J') varió entre 0,250 y 1. Valores de H' menores a 2 son indicador de baja diversidad (Pla 2006), por lo que, en este estudio, si bien se registró riqueza no superior a 10, en general, el ensamble zooplanctónico de la desembocadura del río

Aconcagua tuvo una tendencia a la uniformidad, por lo que puede considerarse que la diversidad es relativamente alta, similar a lo registrado por Paturej & Kruk (2011).

Los límites inferior y superior del índice de diversidad de Shannon son útiles para la interpretación de los datos y también para calcular el índice de uniformidad, que evalúa cómo se distribuyen los taxa en la comunidad (Biesel *et al.* 2003). Según la escala de Bloom (1981), basada en intervalos de distancia de 0,2, en este estudio la uniformidad del ensamble zooplanctónico de la desembocadura del río Aconcagua es alta.

En cuanto a los índices de similitud, siguiendo el mismo criterio de Bloom (1981), Sorensen, en general, da cuenta de moderada a muy alta similitud entre las estaciones de muestreo, en ambos estratos de profundidad y en ambos periodos. En cambio, Bray-Curtis, que integra la abundancia de cada taxon (Brower & Zar 1984, Halffter *et al.* 2005), da cuenta de moderada a muy baja similitud entre las estaciones de muestreo, en ambos estratos de profundidad y en ambos periodos. Por lo anterior, se sugiere que en estos estudios siempre se usen ambos índices de similitud; uno basado en la composición y otro que integre la abundancia relativa de los taxa.

Comparación de registros físico-químicos

Durante este estudio, los registros de las variables físico-químicas del humedal Parque La Isla, en general, dieron cuenta de un ambiente homogéneo entre ambos periodos y entre ambos estratos de profundidad. Sin embargo, fue posible observar diferencias significativas en las mediciones registradas en las estaciones de muestreo más extremas según la distancia a la desembocadura del río Aconcagua. Es así que la estación de muestreo E1,

correspondiente a la más alejada de la desembocadura, mostró diferencias significativas en algunas de las variables con respecto a las estaciones de muestreo E3 y E4, correspondientes a las más cercanas a la desembocadura. Si bien, en estos ambientes estuarinos las condiciones físico-químicas tienden a ser altamente variables, en este estudio, desarrollado en época estival, ocurrió lo contrario. Ambientes más inestables y altamente heterogéneos se caracterizan por albergar especies con mayor tolerancia al estrés ambiental (David *et al.* 2016), lo que resulta en comunidades con menores registros de diversidad, pero no necesariamente con baja riqueza. En el periodo de primavera, estrato superficie, la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) tuvo diferencias significativas entre las estaciones E1 y E3. A su vez, en el mismo periodo de primavera, estrato fondo, la variable temperatura tuvo diferencias significativas entre las estaciones de muestreo E1 y E4. La estación E1 ubicada bajo el puente Concón, es la más profunda de todas las estaciones de muestreo, y la estación E4 por otro lado la menos profunda. A medida que aumenta la profundidad la temperatura disminuye, lo que concuerda con que la estación E1 registró los valores más bajos de esta variable en el estrato fondo. Con respecto a la conductividad hubo diferencias significativas entre la estación E1 y E3 (aunque también entre las estaciones E3 y E4); en verano 2018 se registraron valores mucho más altos y con mayor variabilidad que en primavera, esto podría deberse al efecto de la evaporación de agua producto de la mayor temperatura atmosférica. La variabilidad observada en la Fig. 3 es muy alta en todas las estaciones de muestreo, pero especialmente en el estrato fondo, lo que puede atribuirse a la intrusión constante hacia la cuenca del río, tal como lo describe Martínez y Cortés (2007). En el periodo de verano, estrato fondo, se registraron diferencias significativas para la variable oxígeno disuelto (OD/ppm) entre las estaciones E1 y E3; los registros más bajos de

oxígeno disuelto en la estación E1 pueden atribuirse al menor movimiento de agua hacia el fondo del espejo de agua, y además a que en época estival hay un aumento en la productividad y flujo de carbono hacia las capas profundas que incrementan la demanda de oxígeno en el sistema.

Comparación de índices ecológicos (diversidad y similitud)

La diversidad de especies es un tema de mucha importancia en ecología de comunidades como también en biología de la conservación. El estudio de la diversidad ha adquirido mayor relevancia durante los últimos años debido a su posible relación con el funcionamiento de los ecosistemas (Moreno *et al.* 2011).

Se compararon los índices de diversidad y de similitud entre todas las estaciones de muestreo por periodo (primavera 2017 y verano 2018) y también por estrato. En este estudio, los resultados no evidenciaron diferencias significativas al comparar los índices obtenidos a partir del ensamble zooplanctónico, lo que significa que la diversidad registrada es estadísticamente similar en todo el espejo de agua. A pesar de estos resultados, en general el humedal Parque La Isla tiene una diversidad relativamente alta. Al ser este índice es un buen indicador para los ecosistemas, altos valores de H' se traducen a un ambiente saludable (Zhang *et al.* 2022). En este estudio el estuario presentó condiciones físico-químicas homogéneas, esto puede explicar que no se encontraran diferencias significativas en los índices de diversidad y de similitud entre las estaciones de muestreo, lo que concuerda con lo descrito en Keppeler & Hardy (2004) donde se señala que la diversidad de los ensambles zooplanctónicos tiende a ser baja en los ecosistemas que son controlados

por las variables físico-químicas. No obstante, la presencia y la alta abundancia relativa de copépodos harpacticoides igualmente dan cuenta de una aparente dominancia de estos hacia el centro del espejo de agua, esto es en la estación E2 en ambos periodos y estrato fondo, y en la estación E3 en ambos periodos y estrato superficie.

Asociación entre las variables ambientales y el ensamble zooplanctónicos

El plancton se encuentra en una variada gama de condiciones ambientales. Sin embargo, la presencia de algunas especies está limitada por factores como el oxígeno disuelto, el pH, la temperatura, la salinidad u otra propiedad físico-química (Paturej *et al.* 2017). Esto quiere decir que las variables ambientales controlan la estructura comunitaria. Por su parte, Whitfield & Elliot (2011) sostienen que los estuarios son físico-químicamente más variables que otros sistemas acuáticos, pero estos sistemas son menos diversos taxonómicamente y los individuos están más adaptados fisiológicamente a la variabilidad ambiental que sus equivalentes en otros sistemas acuáticos.

La temperatura afecta la ecología y la fisiología del zooplancton; la mortalidad a altas o bajas temperaturas es el efecto fisiológico más drástico; afecta también las tasas metabólicas y de alimentación (Heinle 1969). La temperatura también es un factor clave para determinar la estacionalidad, la composición y la abundancia zooplanctónica en los humedales (Vieira *et al.* 2003, Villate *et al.* 2017).

La concentración de sales tiene un impacto significativo en los organismos, ya que los obliga a ajustar las concentraciones de sales de sus cuerpos con la concentración de sales en el ambiente que tienen a su alrededor; esta concentración de sales puede hacer que algunas

especies desaparezcan y que otras especies aparezcan (Ojaveer *et al.* 2010). Varios autores indican la importancia que tiene la concentración de sales sobre la estructura de los ensambles del zooplancton en ambientes estuarinos (Marques *et al.* 2006, Marques *et al.* 2007, Mouny & Dauvin 2002, Pinder *et al.* 2005, Piscart *et al.* 2005, Tackx *et al.* 2004, Telesh & Khlevovich 2010, Waterkeyn *et al.* 2010), siendo de esta manera el gradiente de salinidad uno de los factores más importantes que influye en la distribución del zooplancton. Comprender la relación que existe entre la distribución de un ensamble y la salinidad es esencial, ya que tiene una estrecha correlación con las funciones ecológicas de las tramas alimentarias acuáticas (Honggang *et al.* 2012).

En este estudio, los resultados de la prueba Global BEST evidenciaron que la temperatura, la conductividad y el pH en conjunto son las variables ambientales principales que controlan la estructura del ensamble zooplanctónico en el humedal Parque La Isla, lo que coincide con las correlaciones positivas entre estas variables y los ensambles zooplanctónicos estudiados por Bollens *et al.* (2014) y D'Ambrosio *et al.* (2016), concordando con la hipótesis de trabajo propuesta en esta tesis.

Como se comentó anteriormente el zooplancton es un factor biótico de suma importancia en estos ambientes, y teniendo en cuenta la poca cantidad de estudios con relación a este tema, se sugiere realizar estudios de zooplancton en el humedal Parque La Isla de forma periódica y también incluir la mayor cantidad de variables físico-químicas posibles, ya que de esta manera se garantiza la generación de información completa que puede ser usada como una gran herramienta para la conservación de la biodiversidad de este humedal.

CONCLUSIONES

Del presente estudio realizado en el humedal Parque La Isla se desprende lo siguiente:

- Los registros de temperatura, de conductividad y de pH fueron mayores en verano tanto en la superficie como en el fondo del espejo de agua del humedal Parque La Isla.
- La abundancia máxima de individuos se registró en primavera.
- Los organismos más abundantes fueron los artrópodos, siendo los copépodos el taxón más abundante en ambos periodos de muestreo, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos, predominando los copépodos harpacticoides.
- Los huevos de peces fueron registrados en ambos periodos de muestreo, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos.
- La diversidad de Shannon-Wiener, en general, registró valores relativamente altos, y no evidenció diferencias significativas, ni entre periodos de muestreo, ni entre estaciones de muestreo, ni entre estratos de profundidad.
- La uniformidad de Pielou (J'), en general, varió de alta a muy alta en ambos periodos de muestreo, en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos.
- El índice de Sorensen dio cuenta, en general, de moderada a alta similitud entre la composición taxonómica del ensamble zooplanctónico registrada en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos.

- El índice de Bray-Curtis dio cuenta, en general, de muy baja a moderada similitud entre la estructura del ensamble zooplanctónico registrada en todas las estaciones de muestreo y en ambos estratos.
- Los registros de temperatura sólo mostraron diferencias significativas entre las estaciones E1/E4 en el estrato fondo durante primavera.
- Los registros de conductividad mostraron diferencias significativas entre las estaciones E1/E3 en ambos estratos de profundidad durante primavera, y entre las estaciones E3/E4 en el estrato fondo durante primavera.
- Los registros de oxígeno disuelto mostraron diferencias significativas entre las estaciones E1/E3 en el estrato fondo durante verano.
- Los registros de pH mostraron diferencias significativas entre las estaciones E1/E3 y E1/E4 en el estrato fondo durante verano.
- La temperatura, la conductividad y el pH son las variables que en conjunto dan cuenta de la estructura del ensamble zooplanctónico en el humedal Parque La Isla.

LITERATURA CITADA

- Abdul W, E Adekoya, K Ademolu, I Omoniyi, D Odulate, T Akindokun & A Olajide. 2016.** The effects of environmental parameters on zooplankton assemblages in tropical coastal estuary, South-west, Nigeria. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 42: 281-287.
- Balvanera P & H Cotler. 2007.** Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta Ecológica* 84-85: 8-15.
- Barbier EB, M Acreman & D Knowler. 1997.** Valoración económica de los humedales. Guía para decisores y planificadores, 155 pp. Oficina de la Convención de Ramsar, Gland.
- Biesel JN, P Usseglio-Polatera, V Bachmann & JC Moreteau. 2003.** A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Review of Hydrobiology* 88(1): 3-15.
- Blanco JA, EA Vilorio, JC Narváez. 2006.** ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 157-167.
- Bloom S. 1981.** Similarity indices in community studies: Potential pitfalls. *Marine Ecology Progress Series* 5: 125-128.
- Bó RF & AI Malvárez. 1999.** Las inundaciones y la biodiversidad en humedales: un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. En: Malvárez AI (ed). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, pp. 147-168. Oficina Regional de Ciencia y Técnica para América Latina y el Caribe (ORCyT) MAB/UNESCO, Montevideo.

- Bollens SM, JK Breckenridge, JR Cordell, CA Simenstad & O Kalata. 2014.** Zooplankton of tidal marsh channels in relation to environmental variables in the upper San Francisco Estuary. *Aquatic Biology* 21:205-219.
- Bravo R, V Caballero. 2015.** Determinación de concentración de metales pesados en aguas de estaciones del río Aconcagua, Región de Valparaíso. Tesis Técnico universitario en Control del Medio Ambiente, Universidad Técnica Federico Santa María, Viña del Mar, 63 pp.
- Brower JE & Zar JH. 1984.** Field and laboratory methods for general ecology, 226 pp. Wm. C. Brown Co, Dubuque.
- Canavos GC. 1988.** Probabilidad y estadística. Aplicaciones y métodos, 651 pp. McGraw-Hill/Interamericana, México.
- Caramujo MJ. 2015.** Orden Harpacticoida. *Revista Ide@-SEA* 91A: 1-12. <http://sea-entomologia.org/IDE@/revista_91A.pdf>
- Chazarreta J, S Dutto, AA Berasategui, GF Paniagua, LJ Fritz, DG Cuadrado & MS Hoffmeyer. 2020.** Zooplankton community modulated by spacial and tidal changes in the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Regional Studies in Marine Science* 36: 11.
- Chao A, R Chazdon, R Colwell & TJ Sheng. 2004.** A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159.
- Clarke KR & RN Gorley. 2006.** Primer v6: User Manual/Tutorial, 192 pp. PRIMER-E, Plymouth.

D'Ambrosio DS, MC Claps & A García. 2016. Zooplankton diversity of a protected and vulnerable wetland system in southern South America (Llancanelo area, Argentina). *International Aquatic Research* 8: 65:80.

David V, J Selleslagh, A Nowaczyk, S Dubois, G Bachelet, H Blanchet, B Gouillieux, N Lavesque, M Leconte, N Savoye, B Sautour & J Lobry. 2016. Estuarine habitat structure zooplankton communities: Implications for the pelagic trophic pathways. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 179: 99-111.

DGA. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad, 160 pp. Ministerio de Obras Públicas.

Escribano R & L Castro. 2004. Plancton y productividad. En: Werlinger C (ed). *Biología marina y oceanografía: conceptos y procesos I*, pp. 289-312. Gobierno de Chile, Consejo Nacional del Libro y la Lectura, Concepción.

Esteves FA, A Caliman, JM Santangelo, RD Guariento, VF Farjalla & RL Bozelli. 2008. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal Biology* 68(4): 967-981.

Fariña JM & A Camaño. 2012. Humedales costeros de Chile. Aportes científicos a su gestión sustentable, 464 pp. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.

Fernández de Puelles ML. 2015. Orden Calanoida. *Revista Ide@-SEA*, 89: 1-27.
<http://sea-entomologia.org/IDE@/revista_89.pdf>

Fierro J. 2004. Hidrodinámica mareal en el estuario del río Aconcagua. Tesis de Magíster en Oceanografía, Facultad de Recursos Naturales, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Naturales, Universidad de Valparaíso, Valparaíso, 101 pp.

- Figuroa R, ML Suarez, A Andreu, V Ruiz & MR Vidal-Abarca. 2009.** Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana* 73(1): 76-94.
- Fontaneto D, WH De Smet & G Melone. 2008.** Identification key to the genera of marine rotifers worldwide. *Meiofauna Marina* 16: 75-99.
- Froneman PW. 2004.** Zooplankton community structure and biomass in a southern African temporally open/closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60: 125-132.
- Gadhia M, R Surana & E Ansari. 2012.** Seasonal variations in physico-chemical characteristics of Tapi Estuary in Hazira Industrial Area. *Our Nature* 10: 249-257.
- Gaete G, C Espinosa, A Puentes. 2001.** Estudio geomorfológico comuna de Concón caso: La Isla, curso inferior del río Aconcagua. *Notas Históricas y Geográficas* 12: 283-301.
- Gallo-Sánchez L, N Aguirre-Ramírez, J Palacio-Baena & J Ramírez-Restrepo. 2009.** Zooplankton (Rotifera y Microcrustacea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Caldasia* 31(2): 339-353.
- Gonçalves AMM, M de Troch, SC Marques, MA Pardal & UM Azeiteiro. 2010.** Spatial and temporal distribution of harpacticoid copepods in Mondego estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(7): 1279-1290.
- González JM, C Pedrós-Alió & JM Gasol. 2008.** Plancton bacteriano de los océanos. *Investigación y Ciencia* 387: 76-84.
- Halffter G, J Soberón, P Koleff & A Melic. 2005.** Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma. En: Halffter G, J Soberón, P Koleff & A Melic (eds.). *m3m-Monografías 3ercer Milenio*, SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza. Vol. 4, 242 pp.

- Hammer Ø, DAT Harper & PD Ryan. 2001.** PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1-9.
- Heinle D. 1969.** Temperature & Zooplankton. *Chesapeake Science* 10: 186-209.
- Honggang Z, C Baoshan, Z Zhiming & F Xiaoyun. 2012.** Species diversity and distribution for zooplankton in the intertidal wetlands of the Pearl River estuary, China. *Procedia Environmental Sciences* 13: 2383-2393.
- Iannacone J & L Alvarino. 2007.** Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. 2007. *Gayana* 71(1): 49-65.
- Jeyraj N, S Joseph, Arun, A Suhaila, L Divya & S Ravikumar. 2014.** Distribution and abundance of zooplankton in estuarine regions along the northern Kerala, southwest coast of India. *Ecologia* 4(2): 26-43.
- Jorquera A. 2017.** Caracterización oceanográfica y acoplamiento bento-pelágico en las bahías de Valparaíso y Concepción. Tesis de pregrado, Facultad de Ciencias del Mar y Geografía, Escuela de Ciencias del Mar, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 101 pp.
- Keppeler EC & ER Hardy. 2004.** Vertical distribution of zooplankton in the water column of Lago Amapá, Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(2): 169-177.
- Kilham P & RE Hecky. 1988.** Comparative ecology of marine and freshwater phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 33: 776-795.

- Liu S, X Shi, H Xu, G Liu, C Hou & X Zhu. 2016.** Seasonal shift in zooplankton communities in two sub-tropical urban wetlands, Southern China. *Acta Ecologica Sinica* 36: 236-245.
- Malekmohammadi B & F Jahanishakib. 2017.** Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. *Ecological Indicators* 82: 293-303.
- Martínez C & C Cortez. 2007.** Características hidrográficas y sedimentológicas en el estuario del río Aconcagua, Chile central. *Revista de Geografía Norte Grande* 37: 63-74.
- Martínez C & C Cortez. 2008.** Características geomorfológicas del estuario Aconcagua, Chile central, entre 1877 y 2001. *Revista Geográfica de Valparaíso* 41:14-26.
- Marques SC, UM Azeiteiro, JC Marques, JM Neto & MA Pardal. 2006.** Zooplankton and ichthyoplankton communities in a temperate estuary: spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research* 28: 297-312.
- Marques S, U Azeiteiro, F Martinho & M Pardal. 2007.** Climate variability and planktonic communities: The effect of an extreme event (severe drought) in a southern European estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 725-734.
- Meng W, M He, B Hu, X Mo, H Li, B Lu & Z Wang. 2017.** Status of wetlands in China: A review of extent, degradation, issues and recommendations for improvement. *Ocean & Coastal Management* 146: 50-59.
- Menu-Marque S. 2003.** Las especies del género *Boeckella* (Copepoda, Calanoida, Centropagidae) de la República Argentina y taxa afines. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Buenos Aires, 266 pp.

- Milazzo A, M. Cruz & E. Melo. 2016.** Physicochemical parameters in estuarine zones of the Todos os Santos Bay in Bahia, Brazil. *Geochimica Brasiliensis* 30(2): 202-212.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005.** Ecosystems and human well-being: Synthesis, 138 pp. Island Press, Washington DC.
- MINSEGPRES. 2009.** Establece normas de calidad primaria para la protección de las aguas marinas y estuarinas aptas para las actividades de recreación con contacto directo, 7 pp. Decreto Supremo N° 144-2009, Secretaria General de la Presidencia.
- Miracle MR. 2015.** Orden Cyclopoida. *Revista Ide@-SEA*, 95: 1-19. <http://sea-entomologia.org/IDE@/revista_95.pdf>
- MMA. 2017.** Anteproyecto norma secundaria de calidad ambiental, NSCA, para la protección de las aguas continentales en la cuenca del río Aconcagua, 28 pp.
- Moreno-Casasola P, DM Infante, J Laborde, ME Hernández, C Madero, A Juárez, M González, Ma. Antonia Camacho, Eduardo Cejudo, A Capistrán & A Aquino. 2016.** La productividad. En: Moreno-Casasola P (ed). *Servicios ecosistémicos de las selvas y bosques costeros de Veracruz*, pp. 109-120. Instituto de Ecología, Veracruz.
- Morgado F, C Quintaneiro, E Rodrigues, MR Pastorinho, P Bacelar-Nicolau, L Vieira, UM Azeiteiro. 2007.** Composition of the trophic structure of zooplankton in a shallow temperate estuary (Mondego Estuary, Western Portugal). *Zoological Studies* 46(1): 57-68.
- Morhit M & L Mouhir. 2014.** Study of physico-chemical parameters of water in the Loukkos river estuary (Larache, Morocco). *Environmental Systems Research* 3:17.
- Mouny P & J-C Dauvin. 2002.** Environmental control of mesozooplankton community structure in the Seine estuary (English Channel). *Oceanologica Acta* 25: 13-22.

Ojaveer H, A Jaanus, BR MacKenzie, G Martin, S Olenin, T Radziejewska, I Telesh, ML Zettler & A Zaiko. 2010. Estatus of biodiversity in the Baltic Sea. PLoS ONE 5(9): 19 pp.

Oliva-Martínez MG, JL Godínez-Ortega & CA Zúñiga-Ramos. 2014. Biodiversidad del fitoplancton de aguas continentales en México. Revista Mexicana de Biodiversidad S85: S54-S61.

Oltra R & MR Miracle. 2000. Variación espacio-temporal de las poblaciones de crustáceos, larvas de poliquetos y protozoos de la laguna meromítica Estany de Cullera (Valencia). Limnetica 19:53-65.

Ordóñez-López U & M Ornelas-Roa. 2003. Variaciones de la comunidad de copépodos plánticos en el gradiente estuarino-costero de Celestún, Yucatán, México. Hidrobiológica 13 (3): 231-238.

Palma A. 2013. Guía para la identificación de invertebrados acuáticos, 122 pp.

Palma MB, KG Costa, A Magalhães, M Flores Montes, L Pereira & RM Costa. 2013. Zooplankton spatial and temporal distribution in an equatorial estuary (Amazon littoral, Brazil). En: Conley DC, Masselink G, Russell PE & O'Hare TJ (eds), Proceedings 12th International Coastal Symposium (Plymouth, Inglaterra). Journal of Coastal Research 65: 1182-1187.

Paredes C, J Iannacone & L Alvariño. 2007. Biodiversidad de invertebrados de los humedales de Puerto Viejo, Lima, Perú. Neotropical Helminthology 1(1): 21-30.

Paturej E & Kruk M. 2011. The impact of environmental factors on zooplankton communities in the Vistula Lagoon. Oceanological and Hidrobiological Studies, International Journal of Oceanography and Hidrobiology 40: 37-48).

- Paturej E, A Gutkowska, J Koszalka, & M Bowszys. 2017.** Effect of physicochemical parameters on zooplankton in the brackish, coastal Vistula Lagoon. *Oceanologia* 59: 49-56.
- Pérez-Vargas A, M Bernal, C Delgadillo, D González-Navarro & M Landaeta. 2016.** Benthic food distribution as a predictor of the spatial distribution for shorebirds in a wetland of central Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 51(1): 147-159.
- Pinder A, S Halse, J McRae & R Shiel. 2005.** Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region of Western Australia in relation to salinity. *Hidrobiologia* 543: 1-24.
- Piscart C, J-C Moreteau & J-N Beisel. 2005.** Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hidrobiologia* 551: 227-236.
- Pla L. 2006.** Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31: 583-590.
- Primo A, U. Azeiteiro, S. Marques, F. Martinho & M. Pardal. 2009.** Changes in zooplankton diversity and distribution pattern under varying precipitation regimes in a southern temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 341-347.
- Ramos-Centeno J & J Napa-España. 2019.** Abundancia, composición y diversidad del zooplancton en la zona de Cojimíes-Manabí, durante los meses de mayo-octubre del 2018. *Revista de Ciencias del Mar y Acuicultura YAKU* 1(1): 21-41.
- Ramsar. 2006.** Manual de la Convención de Ramsar. Guía a la convención sobre los humedales, 124 pp. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland.
- Ramsar. 2016.** Manual de la Convención de Ramsar. Introducción a la Convención sobre los Humedales, 117 pp. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland.

- Reartes JL. 1995.** El pejerrey (*Odontheoctes bonariensis*): Métodos de cría y cultivo masivo, 35 pp. COPESCAL, documento ocasional N° 9, Roma.
- Rossel A, J González, JJ del Toro & M Galván. 1982.** Manual de técnicas de muestreo y análisis de plancton y perifiton, 228 pp. Instituto Nacional de Ecología, México DF.
- Ruiz R & N Bahamonde. 1989.** Cladóceros y copépodos límnicos de Chile y su distribución geográfica. Lista sistemática. Publicación ocasional, Museo Nacional de Historia Natural 45:5-48.
- Sheskin DJ. 2000.** Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures, 982 pp. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton.
- Soetaert K & P Van Rijswijk. 1993.** Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde estuary. Marine Ecology Progress Series 97: 47-59.
- StatSoft Inc. 2004.** STATISTICA (Data Analysis Software System), version 7.
- Swearer S, J Caselle, D Lea & R Warner. 1999.** Larval retention and recruitment in an island population of a coral-reef fish. Nature 402: 799-802.
- Tackx M, N de Pauw, R Van Mieghem, F Azémar, A Hannouti, S van Damme, F Fiers, N Daro & P Meire. 2004.** Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and The Netherlands. Spatial and temporal patterns. Journal of Plankton Research 26: 133-141.
- Tapia ME & C Naranjo. 2004.** Diversidad del plancton em el estuario interior de puerto Bolivar, Ecuador durante julio de 2002. Acta Oceanográfica del Pacífico 12(1): 29-49.
- Telesh IV. 2004.** Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research perspectives. Marine Pollution Bulletin 49: 206-219.

- Telesh IV & VV Khlebovich. 2010.** Principal processes within the estuarine salinity gradient: A review. *Marine Pollution Bulletin* 61: 149-155.
- Touran RL. 2012.** Zooplankton community emerging from fresh and saline wetlands. *Ecohydrology & Hydrobiology* 1: 53-63.
- Valdovinos C & O Parra. 2006.** La Cuenca del río Bío-bío: Historia natural de un ecosistema de uso múltiple, 25 pp. Publicaciones centro EULA, Universidad de Concepción.
- Vega R, P Dantagnan, A Mardones, I Valdevenito, J Zamorano & F Encina. 2013.** Bases biológicas para el cultivo del puye *Galaxias maculatus* (Jenyns, 1842): una revisión. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41(3): 369-386.
- Vieira L, U Azeiteiro, P Ré, R Pastorinho, JC Marques & F Morgado. 2003.** Zooplankton distribution in a temperate estuary (Mondego estuary southern arm: Western Portugal). *Acta Oecologica* 24: 163-173.
- Villanueva B. 2016.** Alimento y hábitos alimentarios de *Mugil caphalus* “lisa” en la región La Libertad durante el año 2016. Tesis, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela académico profesional de Biología Pesquera, Universidad Nacional de Trujillo, Perú, 58 pp.
- Villate F & E Orive. 1981.** Copépodos planctónicos del estuario de Plencia: Composición, distribución y abundancia. *Munibe, Sociedad de Ciencias Aranzadi* 1(2): 87-100.
- Villate F, A Iriarte, I Uriarte & I Sanchez. 2017.** Seasonal and interannual variability of mesozooplankton in two contrasting estuaries of the Bay of Biscart: Relationship to environmental factors. *Journal of Sea Research* 130: 189-203.

- Waterkeyn A, B Vanschoenwinkel, P Grillas & L Brendoncka. 2010.** Effect of salinity on seasonal community patterns of Mediterranean temporary wetland crustaceans: A mesocosm study. *Limnology and Oceanography* 55(4): 1712-1722.
- Whitfield A & M Elliot 2011.** Ecosystem and biotic clasifications of estuaries and coasts. *Teatrise on Estuarine and Coastal Science* 1: 99-124.
- Zambrano-Ortiz MM, FA Castrillón-Valencia, RF Casanova-Rosero & LA Portilla-Angulo. 2014.** Composición y abundancia estacional del microzooplancton superficial de la bahía Ancón de Sardinas, Pacífico colombiano. *Boletín científico Cioh* 32: 179-196.
- Zar JH. 2010.** Biostatistical analysis, 944 pp. Pearson Prentice Hall, New Jersey.
- Zedler JB & S Kercher. 2005.** Wetland resources: Status, trends, Ecosystem Services, and Restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 39-74.
- Zhang H, B Cui, Z Zhang, X Fan. 2012.** Species diversity and distribution for zooplankton in the intertidal wetlands of the Pearl River estuary, China. *Procedia Environmental Sciences* 13: 2383-2393.
- Zhang Z, Z Shi, Z Yu, K Zhou, J Lin, J wu & J Mu. 2022.** Spatio-temporal variations of zooplankton and correlations with environmental parameters around Tiaowei Island, Fujian, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19: 12731.
- Zunino S, C Aliaga & P Da Venezia. 2009.** Comunidades de peces en desembocaduras de ríos y esteros de la Región de Valparaíso, Chile central. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(1): 123-130.

FUENTE DE FINANCIAMIENTO

Esta tesis se desarrolló bajo la iniciativa “Observatorio de la Biodiversidad del Parque La Isla” (2017), División Comunidades, ENAP Refinería Aconcagua.