



Trabajo final de carrera  
Licenciatura en Ciencias Biológicas.

## **El zooplancton como indicador de eutrofización en una laguna costera, Laguna de Rocha - Uruguay.**

**Agustina Cabral Cardozo**

**TUTORA:** Dra. Gissell Lacerot

**TRIBUNAL:** Dra. Irene Machado y MSc. Carmela Carballo

Facultad de Ciencias, Universidad de la República,  
Centro Universitario Regional del Este, Rocha, Universidad de la  
República

2024



## RESUMEN

En el presente trabajo se analizó a la comunidad de zooplancton en el Área Protegida Laguna de Rocha, sus afluentes y el mar adyacente a su desembocadura, utilizando los datos obtenidos en verano de 2017. Se evaluó el potencial del zooplancton como bioindicador de eutrofización. Se estudió: la taxonomía, riqueza, abundancia, biomasa y la distribución espacial de la comunidad de zooplancton en un gradiente de salinidad y nutrientes. Además, se analizó como las diferentes variables ambientales condicionan la estructura de esta comunidad y finalmente se hizo énfasis en la relación existente con el estado trófico. Se registró un claro gradiente geográfico de salinidad creciente desde los arroyos (promedio de 0.10), a la laguna (promedio 18.6) y finalmente el mar con un promedio de 31.8. Se observó un aumento de la concentración de fósforo y nitrógeno total desde los arroyos de la cuenca alta, hasta valores máximos en el centro de la cuenca, en el arroyo La Palma, disminuyendo en los sitios de muestreo de la laguna y el mar adyacente. A lo largo del presente trabajo se identificaron 40 taxa de la comunidad de zooplancton de las cuales 15 correspondieron al grupo Rotífera, 7 fueron Cladocera y 6 Copepoda. Los restantes 12 taxones identificados pertenecieron a otros grupos zooplanctónicos. El estado trófico y las variables ambientales influyeron en la composición de la comunidad de zooplancton. Se identificaron dos grandes grupos de taxa indicadoras, por una parte, las que son más abundantes en condiciones de eutrofización como ser *Bosminopsis* sp., larva cirripedia, larva zoea, *Acartia tonsa*, *Lecane luna*, *Lecane bulla*, *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Trichocerca rattus*, Copepodito, *Hemicyclops* sp., *Paracalanus* sp., larva de poliqueto, nauplio de copépodos, *Cephalodella* spp., *Testudinella patina*, *Platyias quadricornis*, *Euchlanis* sp., *Macrothrix triserialis*, y *Bosmina hagmanni*. Por otro lado, un grupo de especies que se asocian a condiciones menos eutróficas y donde la salinidad es mayor: *Labidocera fluviatilis*, *Tintinopsis cylindrica*, *Eucheilota ventricularis*, *Protoperidinium depressum*, *Favella* sp., *Oithona* sp., *Euterpina acutifrons*, *Evadne* sp., *Obelia* spp., *Podon* sp., *Noctiluca scintillans*, *Penilia avirostris* y larva de molusco bivalvo. Las especies categorizadas como dominantes según el diagrama de Olmstead-Tukey se asociaron a un valor alto del índice de estado trófico propuesto por Lamparelli (2004) por lo que sería una categoría para tener en cuenta como indicadora de eutrofización. Específicamente se proponen como indicadores de eutrofización: la abundancia y biomasa total de zooplancton, y la riqueza de especies. Éstos constituyen los primeros resultados sobre la dinámica espacial de la comunidad de zooplancton para la cuenca de la Laguna de Rocha. Sería fundamental continuar con muestreos mensuales y/o estacionales para así poder sumar a la investigación el estudio de la dinámica temporal de la comunidad. Por todo lo mencionado resalta el aporte que el conocimiento sobre la comunidad zooplancton hace a los estudios de calidad de agua y eutrofización.

## AGRADECIMIENTOS

*A mis abuelas y tías abuelas por  
Su paciencia y amor sin fin.*

*A mi madre por enseñarme que desde el nido  
más humilde se puede soñar con alcanzar el cielo.*

*A Joaqui por nuestro compañerismo  
y amor inquebrantable*

*A Dani, Mari, Zeze, Juani y Hele*

*A mis amigas que se han convertido  
en admirables mujeres empoderadas.*

*A Pili, Carmita, Eli, Meri y Cami*

*A Gige, por su paciencia, enseñanzas  
Y apoyo siempre*

*A Eloisa y Jovita*

*A Carla K. y Gabi V.*

*A todas las mujeres que me nutrieron  
y enseñaron a crecer y creer que sí,  
que, si nos sostenemos unas a las otras,  
se puede.*

*A mis compas del camino*

*A todas ellas,*

*Gracias*

A mis cinco abuelas y mi abuelo Pototo.

A mis viejos por siempre estar y ayudarme con todo lo que esté a su alcance y mucho más. Por su amor incondicional. Sin ustedes nada de esto sería posible.

A mi hermano y mis hermanas por cuidarme siempre. A los soles que me iluminan la vida, mis sobrines Mari, Dani, Zeze, Juani, Feli y Helen.

A mis amichas, hermanas de esta vida que sin ellas nada tiene sentido, Pili, Solek, Eli, Meri, Nico, Cami Veiga, Yayi, Fredes, Ine, Guru.

A lo más lindo de la Fcien, mis amiguis, Andi, Carmita, Mauri, Fio, Dani y Gabi.

A Zambi.

A Germán, Jovita y Yalis.

A Gige por su tiempo, su empatía, enseñanzas, notas, cartas, almuerzos, idas y venidas de Maldonado a Rocha, por entenderme y por estar siempre que la necesité.

A Irene Machado y Carmela Carballo por su tiempo y aportes a la tesina.

A los amiguis del CURE, Nacho, Vale Ari, Mai, Brunito, María Elena, Lara, Lu, Colix, Kari, Clarita y Flor. Y especialmente a Marcia por las mil horas compartidas en el laboratorio de microscopia donde hubo siestas, llantos, quejas y risas sin fin.

A todas las personas que me abrieron las puertas cuando llegué al CURE y me dejaron ser parte Carla Kruk, Gabriela Vélez-Rubio, Angel Segura, Fabrizio Scarabino, Laura Pérez, Beatriz Yanicelli, Noelia Bortolotto, Natalia Arbulo, Andrea Cardoso. Me guardo enseñanzas de cada uno de ustedes para siempre.

A las tremendas compañeras del monitoreo de lagunas costeras, Soledad Pasquariello, Soledad Costa, Lorena Rodríguez y un agradecimiento especial a Carolina Lescano con quien compartí cursos, charlas, salidas, aprendizajes y siempre me dio para adelante.

A las y los compañeros del MEDIA.

A Pati Iribarne que me enseñó y enseña tanto sobre lo valioso de los procesos de extensión universitaria.

A Bettina Tassino por su empatía y compromiso en los primeros años de Fcien donde todo se hace cuesta arriba.

A todes los que trabajan y trabajaron para lograr la descentralización de la Udelar y que el CURE esté en Rocha.

A lxs compañerxs del camino de los mil y un trabajos que tuve antes de llegar hasta acá, gracias infinitas por tantas horas compartidas.

A las y los estudiantes del Liceo y el Colegio.

A las niñas y adolescentes de + Mujeres en Ciencia y a Catalina.

A todas las que trabajan, cuidan, enseñan, maternan, estudian y hacen ciencia.

A todos y todas quienes en estos tantos años fueron nido, abrazo y canción.

Gracias eternas, nunca dejen de trabajar por lo que sueñan.

¡Arriba lxs que luchan!

## ÍNDICE

<b>1. Introducción</b> .....	7
1.1 Lagunas costeras de la región este de Uruguay.....	7
1.2 Eutrofización en ecosistemas acuáticos, la situación de las lagunas costeras de Uruguay.	8
1.3 La comunidad del zooplancton.....	10
1.4 El zooplancton de las lagunas costeras.....	10
1.5 El zooplancton como indicador biológico de eutrofización.....	12
<b>2. Hipótesis</b> .....	13
<b>3. Predicciones</b> .....	13
<b>4. Objetivos</b> .....	14
4.1 Objetivo general.....	14
4.2 Objetivos específicos.....	14
<b>5. Materiales y métodos</b> .....	14
5.1 Área de estudio.....	14
5.2 Metodología de muestreo .....	15
5.3 Metodología de laboratorio .....	16
5.3.1 Análisis cualitativo de las muestras de zooplancton.....	16
5.4 Análisis de datos.....	17
<b>6. Resultados</b> .....	20
6.1 índice de estado trófico .....	22
6.2 Estructura de la comunidad zooplanctónica.....	23
6.3 Dominancia de las especies de zooplancton en los sitios de muestreo.....	27
6.4 Comunidad de zooplancton y su relación con las variables ambientales.....	30
<b>7. Discusión</b> .....	31
7.1 Condiciones ambientales.....	32
7.2 Índices de estado trófico.....	33
7.3 Consideraciones taxonómicas y variabilidad espacial de la comunidad de zooplancton..	35
7.4 Composición taxonómica y relación con variables ambientales.....	36
7.5 Perspectivas y desafíos para integrar a la comunidad de zooplancton en los monitoreos de calidad de agua.....	38

<b>8. Conclusiones</b> .....	39
<b>9. Perspectivas</b> .....	40
<b>10. Bibliografía</b> .....	40
<b>11. Anexo</b> .....	55

## 1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son cuerpos de agua someros y salobres que presentan conexión intermitente con el mar. Representan el 14% de la zona costera del planeta, siendo típicas de latitudes medias donde se produce la acumulación de arena paralela a la costa por causa de la acción del oleaje y la marea reducida (Nichols & Allen 1981). Estos ecosistemas se caracterizan por ser sitio de conjunción de la descarga de agua continental proveniente de los tributarios, y las intrusiones marinas, ambas en constante cambio (Kjerfve 1994). Este fenómeno físico produce cambios espacio-temporales muy dinámicos, tanto en sus características fisicoquímicas (particularmente en la salinidad), como en las comunidades biológicas que las habitan.

La productividad de las lagunas costeras es de las más altas registradas en la naturaleza (Knoppers 1994) debido a los aportes continentales, la influencia del mar y las altas tasas de resuspensión de los sedimentos. Debido a sus altas tasas de productividad primaria y secundaria, son sitios de reproducción, desarrollo y refugio de una amplia gama de organismos acuáticos, tales como peces, crustáceos y moluscos con altas tasas de reproducción y crecimiento y resistentes a las fluctuaciones ambientales (Contreras & Castañeda 2004). Además, son áreas naturales de cría y alimentación para poblaciones de aves, peces y mamíferos (Day et al., 1989). Por lo mencionado anteriormente, a lo que se suma la alta diversidad de aves migratorias, paisajes característicos, formaciones vegetales y biota acuática, las lagunas costeras son sitios de gran relevancia para la conservación de la biodiversidad. Asimismo, sustentan importantes servicios ecosistémicos de suministro (ej: pesquerías, acuicultura y extracción de juncos); servicios culturales estéticos y de importancia turística; servicios de regulación (ej: atenuación del impacto climático y control de especies invasoras), y servicios de base (ej: control hidrológico, generación y mantenimiento de suelos) (Rodríguez-Gallego 2010, Millennium Ecosystem Assessment 2005).

### 1.1 Lagunas costeras de la región este de Uruguay

En el sector Sureste de Uruguay se encuentra la Cuenca Atlántica, que abarca 9.266 km<sup>2</sup>, dentro de la cual se encuentran una serie de lagunas costeras de importancia ecológica y económica para el territorio nacional (SNAP, 2016) (Fig. 1). Este sistema lacustre costero es el remanente austral de un sistema de lagunas común con el territorio sur de Brasil. Es posible diferenciar dos tipos de lagunas costeras. Por una parte, una serie de lagunas de agua dulce que presentan conexión indirecta con el mar y que vierten sus aguas al mar mediante flujo subterráneo a través de barras arenosas y cursos de agua. Estas incluyen la Laguna Merín y

Laguna Negra. Por otra parte, una serie de lagunas denominadas salobres que se caracterizan por tener conexión directa con el mar y se encuentran separadas del mismo por una angosta barra arenosa. Entre estas se cuentan las lagunas de Rocha, José Ignacio y Garzón, y en el caso de la Laguna de Castillos la conexión con el mar se realiza a través del Arroyo Valizas (Conde et al., 2002). En general, el tamaño y la profundidad de estas lagunas decrecen de este a oeste debido a la disminución de las planicies de inundación (Conde & Rodríguez-Gallego 2002).



**Figura 1.** Localización de las lagunas costeras de Uruguay.

## 1.2 Eutrofización en ecosistemas acuáticos y la situación de las lagunas costeras de Uruguay

La descarga de nutrientes, sedimentos y otros materiales alóctonos en los sistemas acuáticos que se da durante millones de años se conoce como eutrofización. La misma es un proceso natural de envejecimiento de los cuerpos de agua que ocurre en forma lenta y gradual. Sin embargo, este proceso es acelerado por las diversas actividades humanas que aportan nutrientes a los cuerpos de agua, lo que se conoce como eutrofización antropogénica (Wetzel, 2001). En particular, actividades como la quema de combustible fósil, las agropecuarias

(fertilización, feedlots) y las industriales (minería de fosforita, efluentes industriales), contribuyen a este aumento acelerado en la concentración de nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno) y de materia orgánica en los ecosistemas acuáticos (Schindler et al., 2008; Conley et al., 2009). En el caso de las actividades agropecuarias, múltiples estudios demuestran que son la principal fuente difusa de nutrientes, específicamente por la aplicación de fertilizantes (e.g. Allan et al., 1997; Strayer et al., 2003; Ahearn et al., 2005; Moss, 2008; Woodward et al., 2012).

La eutrofización estimula el crecimiento de los productores primarios, los que pueden alcanzar una biomasa mayor a la que naturalmente podría existir en el medio, provocando así un desequilibrio ecológico (Chalar, 2006; Bem et al., 2013). A su vez, causa efectos tales como reducción en la diversidad biológica del ecosistema acuático, cambios en las características fisicoquímicas, deterioro en la calidad de aguas superficiales, problemas estéticos y sanitarios, mayores costos para la potabilización por mal sabor, olor del agua y aparición de floraciones algales nocivas. (Arocena et al., 2008; Smith & Schindler, 2009; Delbene et al., 2011; Paerl, 2017). Las altas acumulaciones de biomasa fitoplanctónica aumentan la turbidez del agua y disminuyen la concentración de oxígeno (Huisman et al., 2005; Chorus, 2012), y pueden producir distintos tipos de cianotoxinas peligrosas para la salud ambiental y humana (Bonilla, 2009; Domingos et al., 2012).

La eutrofización antropogénica es una problemática mundial que en las últimas décadas ha avanzado considerablemente por la expansión de centros urbanos asociados directamente a la expansión de la actividad agrícola y el concomitante aumento en la producción de residuos sólidos y líquidos (Western, 2001; Dolbeth et al., 2003). En Uruguay, diversos autores han señalado que la eutrofización es un proceso que se encuentra en aumento (Alcántara et al., 2022), y que tanto ecosistemas de aguas continentales (Aubriot, et al., 2017; Bonilla, et al., 2015; Goyenola, et al., 2017) como marino-costeros (Kruk, et al., 2019) están siendo afectados por este proceso.

Pese a su importancia ecológica, las lagunas costeras de Uruguay no están exentas de esta problemática, desde que a finales de la década del '80 comienza el desarrollo forestal y la intensificación agrícola, sus cuencas empiezan a presentar alteraciones en su paisaje natural (Rodríguez-Gallego et al., 2017). Existen una variedad de estudios realizados en las lagunas costeras de Uruguay que muestran el aumento sostenido de sus concentraciones máximas de nutrientes, la proliferación de plantas sumergidas y la existencia de floraciones de cianobacterias de especies potencialmente tóxicas (Conde et al., 1998, Aubriot et al., 2005, Bonilla et al., 2006, Rodríguez-Gallego 2010, Rodríguez-Gallego et al., 2010, Lescano, 2023). Estos son indicadores de un proceso de eutrofización posiblemente asociado al cambio en

los usos del suelo, siendo las zonas urbanas y agrícolas las dos principales fuentes de nutrientes (Hopkinson & Vallino 1995), generándose alteraciones en el ecosistema, y viéndose afectados los servicios ecosistémicos que las lagunas costeras proveen (Nin et al., 2016, Rodríguez-Gallego et al., 2017).

## **1.2 La comunidad del zooplancton**

El zooplancton es un conjunto de animales que derivan de forma errante en la columna del agua. Se les encuentra en sistemas acuáticos cuya profundidad varía desde unos pocos centímetros hasta las grandes fosas oceánicas. Abarca una amplia diversidad de grupos taxonómicos (ej. protozoarios libres, rotíferos, cladóceros, copépodos, medusas, formas larvales de distintas especies), formas de vida y tamaños, y desempeña un papel central en el flujo de nutrientes y energía en las redes tróficas acuáticas (marinas y continentales) desde el fitoplancton y las comunidades bacterianas de las cuales se alimentan, a organismos de mayor tamaño como otros invertebrados o peces (Kalf, 2002). Además, participan mediante la excreción, de la regeneración de nutrientes disueltos que se vuelven rápidamente disponibles para algas y bacterias (Reynolds, 2006; Lampert & Sommer 2007). A los organismos que permanecen toda su vida como integrantes del plancton se les denomina holoplancton, mientras que a los que pasan solo una parte de su ciclo de vida en la columna de agua (estadios larvarios y juveniles de algunos organismos) se les llama meroplancton. Según el tamaño, podemos clasificar los organismos pertenecientes a este grupo en: nanoplancton (2-20  $\mu\text{m}$ ), microzooplancton (20-200  $\mu\text{m}$ ), mesozooplancton (0,2-20 mm), macrozooplancton (2-20 cm) y megazooplancton (20-200 cm). El mesozooplancton está compuesto exclusivamente por metazoarios (animales multicelulares, con tejidos y órganos diferenciados, con un plan corporal relativamente complejo) y son estrictamente heterótrofos. El microzooplancton por su parte incluye mayormente organismos unicelulares y su metabolismo puede ser autótrofo, mixótrofo o heterótrofo (Sieburth et al., 1978).

## **1.4 El zooplancton de las lagunas costeras**

En el océano Atlántico Sudoccidental la salinidad del agua promedio es de 35 con valores más altos en verano y otoño y más bajos en invierno, debido al aporte de agua dulce que llega desde el continente en los meses más fríos, producto del exceso de precipitaciones sobre las cuencas costeras, y menor evaporación, o retención por suelos y biomasa vegetal (Calliari et al., 2021). Los estuarios por su parte son sistemas donde la salinidad es muy variable en el tiempo y en el espacio. En particular, las lagunas costeras de Uruguay presentan una dinámica ambiental determinada principalmente por la interacción de masas de agua de origen continental y marino (Conde et al., 2000), siendo típico que ocurran

cambios abruptos en la salinidad, ocasionando que ciertas especies mueran por stress osmótico (Calliari et al., 2006).

El zooplancton de las lagunas costeras se compone de especies de diverso origen, límnicas, estuarinas y marinas, siendo la salinidad un factor crítico determinante de la distribución y composición específica de estos ambientes (Hauenstein & Ramírez 1986), y siendo comunes las especies tolerantes a amplios rangos de salinidad. Existen pocos estudios que aborden la comunidad del zooplancton en las lagunas costeras de Uruguay. Hay dos trabajos publicados sobre la especie de Mysidacea (*Neomysis americana*), uno de ellos sobre su dinámica poblacional y estacional (Espinosa et al., 2019), y otro que busca comprender la vulnerabilidad de una de sus etapas de reclutamiento a la salinidad y temperatura (Sourav & Calliari, 2016). En un trabajo publicado se presenta una primera descripción del zooplancton de ambientes estuarinos uruguayos y en el mismo se incluyen las lagunas José Ignacio, Garzón y Rocha, explorándose la relación entre la composición de la comunidad zooplanctónica y las principales variables ambientales (Cervetto et al., 2006). En el mismo se registraron las siguientes especies o grupos de zooplancton para la laguna de Rocha: *Acartia tonsa*, *Paracalanus* spp, *Corycaeus* sp., *Oithona* spp., *Euterpina acutifrons*, *Podon poliphemoides*, *Neomysis americana*, *Sagitta friderici*, *Amphibalanus improvisus*, *Oncea* sp, *Evadne* sp, Ostrácodos, Hydromedusas, Nauplios (copépodos), larvas de poliquetos, larvas bivalvos, larvas gasterópodos, zoeas de decápodos e ictioplancton. La salinidad y sus fluctuaciones constituyeron el principal factor determinante de la estructura de la comunidad de zooplancton (Cervetto et al., 2006). Además, en dos trabajos se realizó la descripción del micro y mesozooplancton en la desembocadura del Arroyo Solís Grande (Machado 2013, Machado et al 2017). También para la laguna de Rocha en una tesis de grado se analizó la composición de especies de medusas y ctenóforos y las dinámicas espacio-temporales de sus abundancias, identificándose un total de 14 taxa, de los cuales 11 correspondieron a medusas y 3 a ctenóforos y se registró por primera vez en la costa uruguaya la presencia de la medusa invasora *Blackfordia virginica* (Vidal 2019, Vidal et al., 2021). También es posible encontrar en la bibliografía trabajos sobre la fisiología del copépodo *Acartia tonsa* (Calliari et al., 2009; Martínez et al., 2017; Martínez et al., 2020; Rodríguez-Graña et al., 2020). En la última evaluación ambiental de las lagunas costeras de Uruguay y sus principales tributarios, cuyo principal objetivo fue evaluar de forma integrada la calidad de agua entre los años 2017 y 2020, y donde se evaluaron comunidades biológicas como ser el fitoplancton, bentos, ictioplancton, misidáceos y peces (DINACEA et al., 2021), no se incluyó a la comunidad de zooplancton, sino que se hizo énfasis únicamente en Mysidácea, argumentando su rol fundamental en la trama trófica de la Laguna de Rocha (Rodríguez-Graña et al., 2008; Milessi et al., 2010).

## 1.5 El zooplancton como indicador biológico de eutrofización

Según Pinilla (2000) un indicador biológico o bioindicador es aquel cuya presencia y abundancia indica el estado del sistema en el cual habita, especialmente si tales fenómenos constituyen un problema de manejo en el recurso hídrico. Otros autores denominan bioindicador a las comunidades o poblaciones cuya presencia sugiere la existencia de ciertas características fisicoquímicas particulares de su hábitat (Bellinger & Sigeo, 2010). Por sus atributos ecológicos los organismos del zooplancton pueden ser indicadores de calidad ambiental y variabilidad climática (Ejsmont-Karabin, 2012; Jeppesen et al., 2011; García-Chicote et al., 2018). Su distribución, composición y abundancia están sujetas a parámetros abióticos (temperatura, salinidad, estratificación y contaminantes) y bióticos (limitación de los alimentos, depredación y competencia, entre otros); junto a sus tiempos cortos generacionales, sus tasas reproductivas altas, la tolerancia a diferentes condiciones ambientales y el amplio rango de preferencias ecológicas hace que las especies de zooplancton tengan un gran potencial como indicadores biológicos (Stemberger & Gilbert, 1985; Ramachandra et al., 2006; Attayde & Bozelli, 2011). En el caso de la eutrofización, ésta puede reflejarse en la estructura de la comunidad zooplanctónica a través de indicadores cualitativos como cambios en la composición de especies o cuantitativos como la biomasa, la abundancia, el tamaño y la diversidad (Vandish, 2000). Existen antecedentes en la literatura sobre el uso de la comunidad de zooplancton como indicador de eutrofización (Pereira et al., 2002; Agasild et al., 2007; Ejsmont-Karabin, 2012; Ejsmont-Karabin y Karabin, 2013; Dembowska et al., 2015; Stamou et al., 2019). Trabajos realizados en lagos daneses han demostrado cambios claros en la estructura de la comunidad y riqueza de zooplancton a lo largo de un gradiente de eutrofización (Jeppesen et al., 2000; Jeppesen et al., 2011). Estos estudios demuestran que cuando se incrementan las concentraciones de fósforo total tanto la riqueza de especies como el tamaño corporal de los organismos del zooplancton tienden a disminuir. Por el contrario, algunos autores relacionan el aumento de la biomasa con la presencia de eutrofización ya que un sistema acuático eutrofizado conducirá a un aumento en la disponibilidad de recursos, que a su vez conduce al crecimiento de la biomasa de las comunidades de zooplancton (Serafim-Junior et al., 2010; Bonecker et al., 2007; Haberman et al., 1998). Dentro de la comunidad del zooplancton, los rotíferos han sido utilizados por varios autores como indicadores para evaluar el estado trófico de lagos (Herzig 1979; Blancher, 1984; Karabín, 1985; Berzins & Pejler, 1989). Por ejemplo, May y colaboradores (2005) realizaron un estudio en un lago en Gran Bretaña que presenta un gradiente trófico marcado y encontraron que, si bien la composición de especies de la comunidad de rotíferos varió muy poco entre sitios, su abundancia aumentó notablemente de norte a sur, reflejando el gradiente trófico del lago. Los resultados por lo tanto sugieren que la abundancia de

rotíferos puede ser un buen indicador de los cambios del estado trófico., (Sládecek, 1983; Attayde & Bozelli, 1998; Segers & De Smet, 2008; Ejsmont-Karabin, 2012; Gopko & Telesh, 2013).

A pesar de existir una gran diversidad de artículos e investigaciones sobre el tema y que el muestreo de zooplancton es generalmente sencillo y no más complejo o costoso que otras comunidades biológicas, no ha sido ampliamente utilizado como indicador de condiciones ecosistémicas en comparación a otros organismos planctónicos (ej. fitoplancton, bacterias) (Stemberger & Lazorchak, 1994; Jeppesen et al., 2011). Por lo tanto, el presente trabajo de investigación pretende evaluar el potencial del zooplancton como indicador de eutrofización, con la finalidad que el mismo se incluya en programas de monitoreo como indicador de calidad biológica, ya que es un componente de relevancia en los ecosistemas acuáticos integrado a la red alimentaria acuática.

## **2. HIPÓTESIS**

En la Laguna de Rocha (LR) desde sus afluentes hasta el mar adyacente a su desembocadura existe un gradiente hialino creciente, que influye sobre la estructura de la comunidad de zooplancton. Por otra parte, la LR presenta un gradiente de nutrientes que también influye en la distribución espacial de las especies de zooplancton. La riqueza, abundancia y biomasa del zooplancton son buenos indicadores comunitarios de condiciones de eutrofización en la LR.

## **3. PREDICCIONES**

1. El aumento en las concentraciones de fósforo y nitrógeno causan una disminución en la riqueza de especies de la comunidad del zooplancton.
2. Una mayor concentración de nutrientes determina una mayor abundancia de zooplancton.
3. La biomasa del zooplancton aumenta con el aumento de las concentraciones de fósforo y nitrógeno.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1 Objetivo general**

Caracterizar la estructura de la comunidad de zooplancton y su distribución espacial en la LR, sus afluentes y el mar adyacente a su desembocadura y su relación con las variables ambientales.

### **4.2 Objetivos específicos**

1. Analizar la distribución espacial en la composición, abundancia, y biomasa del zooplancton de la LR, en sus afluentes, cuerpo principal y el mar adyacente a su desembocadura.
2. Analizar la relación de la estructura del zooplancton con las variables ambientales, particularmente con las variaciones de la concentración de nutrientes y salinidad.

## **5. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **5.1 Área de estudio**

La Laguna de Rocha (LR) (34° 35' S; 54° 17' W) drena una microcuenca de 1.312 km<sup>2</sup> de los cuales un 65 % corresponde a sus afluentes, los arroyos Rocha, Las Conchas y La Palma (Arocena et al., 1996). Su cuerpo principal presenta una superficie de 72 km<sup>2</sup>, y una profundidad media de 0.58 m. La conexión con el mar es a través de una barra arenosa, la cual se abre y cierra con alta periodicidad. La apertura puede además realizarse artificialmente, en base a un protocolo que detalla las situaciones y pasos que deben cumplirse para que ello ocurra (Resolución Ministerial 1185/2016). En 1977 esta laguna fue declarada Parque Nacional Lacustre y Reserva Mundial de Biosfera para la UNESCO. Desde 2010 se encuentra comprendida dentro del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SNAP; Ley 17.234 de 2000) de Uruguay bajo la denominación de "Paisaje protegido", con aproximadamente 22.000 hectáreas, de las cuales 7.200 corresponden a la laguna en términos estrictos, mientras que la superficie restante comprende lomadas, llanuras, la franja costera y parte de la plataforma oceánica. Además, en 2015 por resolución de la Convención de Ramsar sobre humedales, integra el listado de sitios reconocidos internacionalmente en el manejo y conservación de ecosistemas. Por ser refugio, sitio de alimentación y nidificación de más de 220 especies de aves (flamencos, cisnes de cuello negro, gansos blancos, rayadores, gaviotas, gaviotines, chorlos de varias especies, golondrinas, patos, aves rapaces,

entre otras) la LR ha sido también denominada área importante para la conservación de aves (IBA – Laguna de Rocha (UY019)).

Desde 1997 a partir de la intensificación de usos del suelo, particularmente el desarrollo forestal y la intensificación de los usos agrícolas en su cuenca, se han observado indicios de eutrofización en este sistema acuático, como aumentos en la concentración de fósforo total, de clorofila a, episodios de floraciones de cianobacterias (Bonilla & Conde, 2000; Aubriot et al., 2005) y proliferación de plantas sumergidas (Rodríguez-Gallego et al., 2010, 2015). Estudios más recientes reportan concentraciones de fósforo y nitrógeno que superan los límites establecidos por la normativa (máximo de 25  $\mu\text{g/L}$  y 10  $\text{mg/L}$  respectivamente) (DINAMA et al., 2018, 2020; Lescano, 2023). También se ha detectado la presencia de otros tipos de contaminantes emergentes en la cuenca, tales como los pesticidas: atrazina, carbendazima, clorpirifós, diazinón y etión (Griffero et al., 2019).

## 5.2 Metodología de muestreo

Se realizó un muestreo en verano (febrero) de 2017 a lo largo de un gradiente espacial en salinidad, desde ambientes típicamente límnicos, hasta salobres y marinos. Este gradiente espacial también refleja distintos usos de la cuenca, desde zonas con actividades agrícolas y forestales (cuenca alta) a zonas más urbanizadas (cuenca baja), y distintos tipos de ecosistemas acuáticos (sistemas límnicos lóticos, lénticos y mar). La toma de muestras fue realizada en los principales tributarios de la LR, en el eje mayor del cuerpo principal de la LR y en el mar adyacente. Se tomaron muestras en nueve sitios que abarcan tres tipos de sistemas acuáticos; arroyos, laguna y mar (Figura 2). Cuatro de los sitios se corresponden con arroyos afluentes de la laguna: arroyo de Rocha a la altura de la toma de OSE en la Ciudad de Rocha (RA1702-1) y a la altura del puente sobre la ruta 9 (RA1702-2), el arroyo Las Conchas a la altura del puente de la ruta 15 (RA1702-3) y el arroyo La Palma a la altura del puente sobre la ruta 15 (RA1702-4). En la Laguna de Rocha se realizó un muestreo de tres sitios correspondientes a las zonas norte (RE1702-5), centro (RE1702-6) y sur (RE1702-7). En el mar se muestrearon dos puntos, cerca de la boca de la laguna (RM1702-8), y en frente a la playa La Serena a una distancia de aproximadamente 500 m de la costa (RM1702-9). En todos los sitios de muestreo se tomaron muestras para analizar microzooplancton (20-200  $\mu\text{m}$ ) mediante colecta de agua con bidón, y posterior filtrado a través de un tamiz de 23  $\mu\text{m}$  (sitios marinos) o 50  $\mu\text{m}$  (sitios límnicos). Se tomó una muestra por sitio. Además, en los sitios de muestreo correspondientes a la laguna y al mar adyacente se tomaron muestras de mesozooplancton (200-20000  $\mu\text{m}$ ) mediante arrastres verticales con red de 100  $\mu\text{m}$  y se estimó el volumen filtrado mediante un flujómetro colocado en la boca de la red. Se tomó una muestra por sitio. Todas las muestras se fijaron con formaldehído al 4%.

Con respecto a las variables ambientales, en todos los sitios de muestreo se midieron los principales parámetros fisicoquímicos en superficie incluyendo temperatura, oxígeno disuelto, alcalinidad, conductividad, pH, y turbidez con una sonda multiparámetro (Horiba U-50). Asimismo, se tomaron muestras para analizar nutrientes en agua (formas totales y disueltas de Nitrógeno y Fósforo) (Valderrama, 1981). Se midió la clorofila a mediante método químico (Jespersen & Christoffersen, 1987).



**Figura 2.** Mapa de los sitios de muestreo, arroyos (amarillo): RA1702-1 (arroyo de Rocha, toma de agua usina Rocha), RA1702-2 (arroyo de Rocha, puente ruta 9), RA1702-3 (arroyo Las Conchas), RA1702-4 (arroyo La Palma); Laguna de Rocha (verde): RE1702-5 (LR norte), RE1702-6 (LR centro), RE1702-7 (LR sur) y mar (azul): RM1702-8 (mar boca de la LR) y RM1702-9 (mar La Serena). Las coordenadas de cada sitio se indican en la Tabla 2 del Anexo.

## 5.3 Metodología en laboratorio

### 5.3.1 Análisis cualitativo de las muestras de zooplancton

Las muestras de zooplancton fueron procesadas en el laboratorio de microscopía del CURE sede Rocha. Allí las muestras de mesozooplancton se volcaron en un filtro de 90  $\mu\text{m}$  y fueron posteriormente enjuagadas para eliminar el formaldehído. El material acumulado en el tamiz se traspasó a un submuestreador tipo Hensel-Stempel, compuesto por un balón de vidrio de 500 mL, del cual, luego de homogeneizar la muestra, se tomó una submuestra de entre 2 y 5 ml con pipeta automática. En todos los casos se intentó que el volumen de submuestra seleccionado permitiera contar al menos 100 individuos de la especie más abundante dentro de cada grupo taxonómico considerado (rotíferos, copépodos, cladóceros) o larvas de organismos. Las muestras de microzooplancton se contaron en su totalidad. Las muestras o submuestras fueron observadas en microscopio óptico (con 40x y 100x de aumento) y lupa binocular, en cámaras Sedgewick-Rafter de 5 ml. Para la identificación taxonómica se utilizaron claves taxonómicas adecuadas para la región. Los organismos presentes en las submuestras fueron cuantificados en su totalidad. Luego con la estimación del volumen filtrado se calculó la abundancia de cada taxón ( $\text{ind. m}^{-3}$ ). Siempre que fue posible se estimó el largo corporal de al menos 50 organismos de cada especie identificada. El biovolumen de los rotíferos fue estimado aproximando las formas corporales de los diferentes géneros a formas geométricas, siguiendo la metodología propuesta por Ruttner-Kolisko (1977). El peso individual en peso fresco se estimó asumiendo una densidad de 1.0 ( $1 \times 10^6 \mu^3 = 1 \mu\text{g}$ ). El peso individual en peso seco se estimó asumiendo una relación peso fresco-peso seco del 10% (peso seco = 0.1x peso fresco), excepto para el género *Asplanchna* donde la relación fue del 4% (Pace & Orcutt, 1981; Dumont et al., 1975). El peso seco (PS) de cada especie se multiplicó luego por su abundancia para obtener la estimación de biomasa por volumen (ej:  $\mu\text{gPS.m}^3$ ). El peso seco de copépodos y cladóceros fue estimado utilizando regresiones largo-peso seco de la literatura de acuerdo con las especies encontradas (Bottrell et al., 1976; McCauley, 1984; Culver et al., 1985; Güntzel et al., 2003). Para el grupo Otros se utilizaron las regresiones largo peso que figuran en la tabla 3 del anexo.

### 5.3 Análisis de datos

Se determinó el estado trófico en los diferentes sitios de muestreo utilizando dos índices de estado trófico (IET). Para los sitios de muestreo que corresponden a arroyos (RA1702-1, RA1702-2, RA1702-3 y RA1702-4) se utilizó el índice desarrollado por Lamparelli (2004). En

base al fósforo (PT) y la clorofila a, este IET (IETríos) clasifica a los sistemas en seis categorías mediante una escala de 0 a 100, de menor a mayor grado de eutrofización: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico (Tabla 1). En el presente trabajo se calculó el IETríos según el PT y la clorofila a. Para el cálculo de estos se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$\text{IETríos (PT)} = 10^{(6 - ((0,42 - 0,36 * (\ln PT)) / \ln 2)) - 20},$$

donde  $\ln PT$  corresponde al logaritmo neperiano del fósforo total expresado en  $\mu\text{g/L}$  y

$$\text{IETríos (clorofila a)} = 10^{(6 - ((-0,7 - 0,6 * (\ln \text{clorofila a})) / \ln 2)) - 20},$$

Donde:  $\ln$  de clorofila a corresponde al logaritmo neperiano de clorofila a expresado en  $\mu\text{g/L}$ .

Para los sitios de muestreo que corresponden a la LR (RE1702-5, RE1702-6 y RE1702-7) y los sitios marino-costeros (RM1702-8 y RM1702-9) se calculó el Índice TRIX propuesto por Vollenweider et al. (1998). El mismo es un índice multivariado que combina logaritmos de cuatro variables: clorofila a, nitrógeno, fósforo y el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. En el método se pueden utilizar los siguientes componentes:

1. Factores que son expresiones directas de la productividad:
  - a. clorofila a
  - b. El oxígeno como desviación absoluta [%] de la saturación:  $[\text{abs } |100 - \% \text{O}| = aD\%0]$
2. Factores relacionados con los nutrientes:
  - a. Totales: NT y PT
  - b. Disponibles: nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto

En el presente trabajo se utilizó la siguiente ecuación:

$$\text{TRIX} = (\log (\text{clorofila a} * \% \text{ Sat. OD} * \text{PT} * \text{NT}) + 1.5) / 1.2$$

Donde: TRIX: es el índice del estado trófico, clorofila a: es la concentración de clorofila a en  $\mu\text{g/L}$ , OD: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir:  $|100 - \% \text{OD}|$ , NT: es la concentración del nitrógeno total en  $\mu\text{g/L}$ , PT: es la concentración del fósforo total  $\mu\text{g/L}$ . Las constantes 1.5 y 1.2 se refieren a los valores mínimos de las variables que componen el índice. Los valores obtenidos se compararon con la Tabla 2 tomada de Cutrim et al. (2019), la cual incluye el nivel trófico y calidad del agua asociado con el índice TRIX.

**Tabla 1.** Rangos de estado trófico según Índice de Estado Trófico para ríos y arroyos (IETríos; Lamparelli, 2004) según fósforo total (PT) y clorofila a (Clo a).

Nivel trófico	PT( $\mu\text{g/L}$ )	clorofila a( $\mu\text{g/L}$ )	IETríos
Ultra-Oligotrófico	$\leq 13$	$\leq 1.17$	$\leq 47$
Oligotrófico	$13 < \text{PT} \leq 35$	$1.17 < \text{Cloa} \leq 3.24$	$47 < \text{Cloa} \leq 52$
Mesotrófico	$35 < \text{PT} \leq 137$	$3.24 < \text{Cloa} \leq 11.03$	$52 < \text{Cloa} \leq 59$
Eutrófico	$137 < \text{PT} \leq 296$	$11.03 < \text{Cloa} \leq 30.55$	$59 < \text{Cloa} \leq 63$
Supereutrófico	$296 < \text{PT} \leq 640$	$30.55 < \text{Cloa} \leq 69.5$	$63 < \text{Cloa} \leq 67$
Hipereutrófico	$> 640$	$> 69.05$	$> 67$

Se definieron cuatro grandes grupos taxonómicos con los cuales se trabajó a lo largo del presente estudio. Los grupos fueron Copépodos, Cladóceros, Rotíferos y un grupo denominado Otros, el cual estuvo integrado por todos los estadios larvarios (larvas de poliquetos, larvas de crustáceos y larvas de molusco bivalvo), dinoflagelados, medusas y tintínidos.

**Tabla 2.** Clasificación de estado trófico para aguas estuarinas según el Índice TRIX (tomada de Cutrim et al., 2019).

TRIX	Condiciones	Calidad del agua	Estado trófico
<2	Agua con muy baja productividad y muy bajo estado trófico	Excelente	Ultra-Oligotrófico
2-4	Agua con baja productividad y bajo estado trófico	Alto	Oligotrófico
4-5	Agua moderadamente productiva y con un estado trófico medio	Bueno	Mesotrófico
5-6	Agua moderadamente productiva y con estado trófico alto	Moderado	Mesotrófico-Eutrófico
6-8	Agua muy productiva y con alto estado trófico	Bajo	Eutrófico
>8	Agua altamente productiva y estado trófico más alto	Muy bajo	Hipereutrófico

La riqueza de especies se determinó a partir del número de especies presentes en los distintos sitios de muestreo. Para jerarquizar la dominancia de las especies se realizaron diagramas de Olmstead-Tuckey (Sokal & Rohlf, 1969) para cada sistema (arroyo, laguna, mar) de la comunidad de zooplancton. En este análisis se determinaron las especies “dominantes”, “comunes”, “raras” y “ocasionales” a partir de la relación entre su frecuencia de

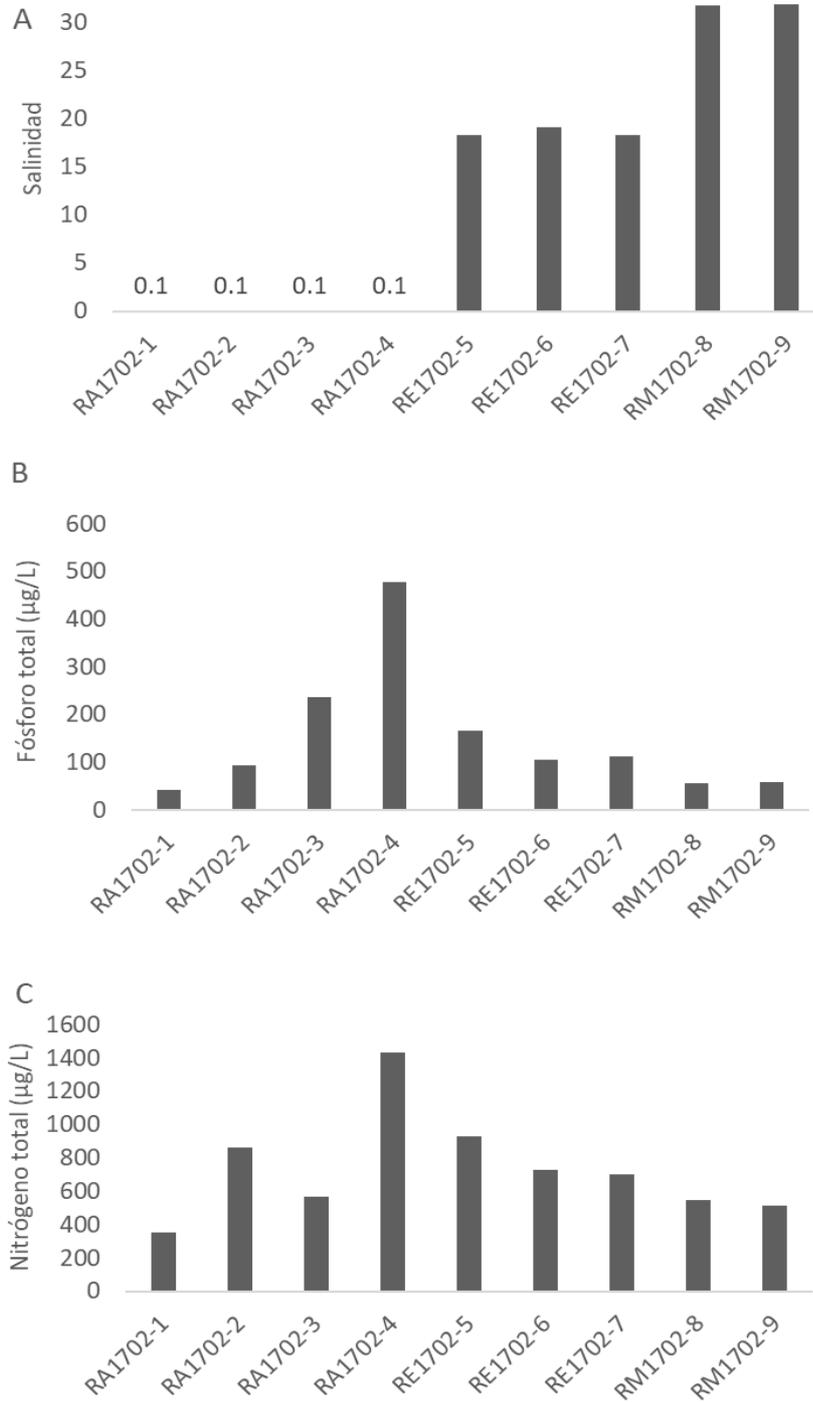
ocurrencia (%) y el logaritmo( $\log_{10}$ ) de su abundancia ( $\text{ind.m}^{-3}$ ). Las cuatro categorías se definieron a partir de líneas de referencia que representan la media del  $\log_{10}$  de la abundancia (eje x) y la media de la frecuencia de ocurrencia (eje y).

Para evaluar la relación entre las variables ambientales, los índices de estado trófico y la abundancia de todas las especies identificadas de zooplancton se realizó un análisis de correlación no paramétrico de Spearman, y un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Las variables ambientales utilizadas fueron temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), salinidad, pH, % de saturación de oxígeno (%), clorofila a ( $\mu\text{g/L}$ ), materia orgánica ( $\text{mg/L}$ ), fósforo total( $\mu\text{g/L}$ ), nitrógeno total ( $\mu\text{g/L}$ ) y los índices TRIX y IETríos. Para los análisis estadísticos se utilizó el programa RStudio versión 4.0.1 PAST y Excel.

## 6. RESULTADOS

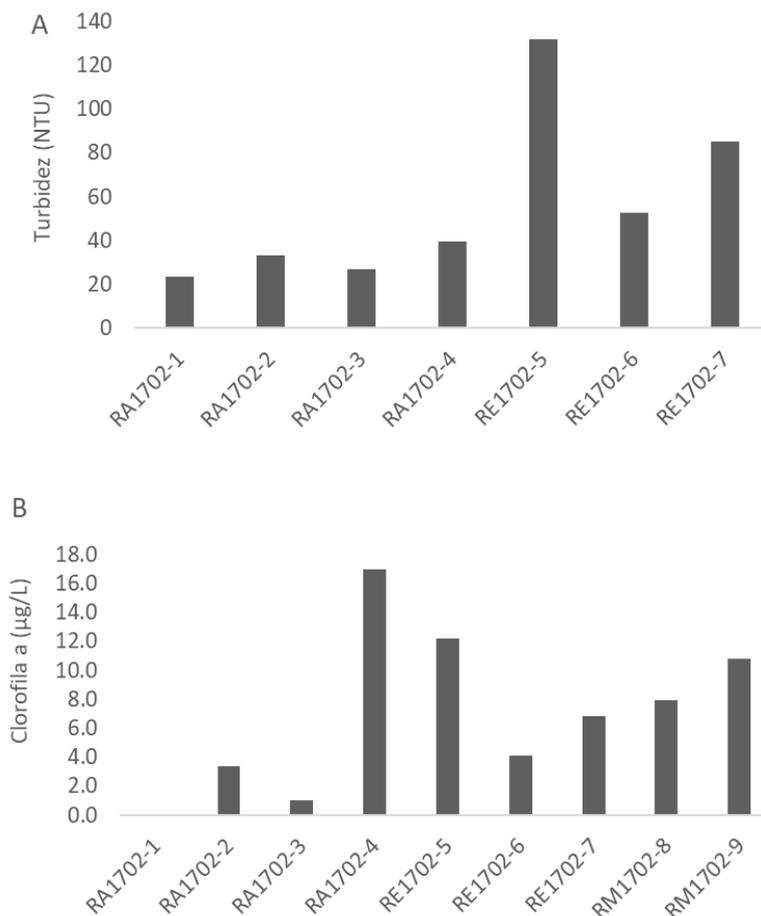
Durante el período de muestreo (febrero 2017) la Laguna de Rocha (LR) no presentó conexión con el mar, ya que la barra arenosa estuvo cerrada. Los arroyos presentaron una profundidad promedio de 0,49 m y la LR de 1,13 m. El máximo valor registrado fue de 1,40 m en el centro de la LR (RE1702-6) y el mínimo 0,10 m en el Arroyo Las Conchas (RA1702-3). Los sitios marinos están dentro de la isobata de los 10 m. La temperatura promedio registrada durante el estudio fue de 22,3  $^{\circ}\text{C}$ . Los valores de temperatura oscilaron entre 20,2  $^{\circ}\text{C}$  en LR centro (RE1702-6) y 23,9  $^{\circ}\text{C}$  en (RE1702-5) LR norte. La temperatura se correlacionó positivamente con el PT ( $r=0,84$ ,  $p<0,05$ ) y con el NT ( $r=0,76$ ,  $p<0,05$ ). El promedio de oxígeno disuelto registrado fue de 7,50  $\text{mg/L}$ , con valores mínimos de 5,20  $\text{mg/L}$  y máximos de 8,40  $\text{mg/L}$  (Tabla 1 anexo). La salinidad promedio registrada para todos los sitios muestreados en la cuenca de la LR fue de 13,3 con un claro gradiente geográfico de salinidad creciente desde los arroyos (promedio de 0,1), a la laguna (promedio 18,6) y finalmente el mar con un promedio de 31,8 (Figura 3A). La salinidad se correlacionó positivamente con el pH ( $r=0,83$ ,  $p<0,05$ ), la turbidez ( $r=0,77$ ,  $p<0,05$ ) y la materia orgánica en suspensión ( $r=0,88$ ,  $p<0,01$ ). Por otro lado, y cómo es posible visualizar en la figura 3 (B y C), el fósforo y el nitrógeno total presentaron un comportamiento similar entre sí, pero diferente al de la salinidad, pudiéndose observar un aumento de las concentraciones desde los sitios de muestreos en arroyos de la cuenca alta hasta valores máximos en el centro de la cuenca en el arroyo La Palma (RA1702-4), disminuyendo en los sitios de muestreo de la laguna, y el mar adyacente. El promedio de

nitrógeno total fue de 738,12  $\mu\text{g/L}$ , mientras que el promedio de fósforo total 150,03  $\mu\text{g/L}$  (Tabla 1 anexo).



**Figura 3.** Variación de la Salinidad (A), fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) (B) y nitrógeno total ( $\mu\text{g/L}$ ) (C) en la cuenca de la LR en febrero de 2017. Valores muy bajos se indican con números.

La materia orgánica en suspensión fluctuó entre 4,00 mg/L (RA1702-3, arroyo Las Conchas) y 42,9 mg/L (RE1702-5, norte de LR). La turbidez (NTU) presentó valores bajos en los arroyos muestreados, con un mínimo de 23,3 NTU en el Arroyo Rocha (RA1702-1), los cuales aumentaron hacia la LR con un máximo de 132,0 NTU en el norte de la LR (RE1702-5) (Figura 4A). La biomasa fitoplanctónica estimada a través de la clorofila a presentó un rango de concentración entre valores por debajo del límite de detección (RA1702-1, arroyo de Rocha, toma OSE) y 17  $\mu\text{g/L}$  (RA1702-4, arroyo La Palma). Su promedio de 7,0  $\mu\text{g/L}$ , y las concentraciones en general fueron menores en la laguna (Figura 4B). La clorofila a estuvo



**Figura 4.** Variación de la Turbidez (A) y la clorofila a (B) en la LR. No se registraron valores de turbidez en los sitios RM1702-8 y RM1702-9.

correlacionada positivamente con la turbidez ( $r=0,62$ ,  $p<0,05$ ), con el fósforo total ( $r =0,61$ ,  $p<0,05$ ) y con el nitrógeno total ( $r =0,80$ ,  $p<0,01$ ).

### 6.1 Índice de estado trófico

El índice de estado trófico (IETríos) calculado en base a la concentración de fósforo total, mostró un gradiente creciente de norte a sur (Tabla 3), indicando condiciones mesotróficas

en el arroyo de Rocha a la altura de la toma de OSE (RA1702-1) y eutróficas en el mismo arroyo aguas abajo (RA1702-2). El arroyo Las Conchas (RA1702-3) fue catalogado como supereutrífico y el arroyo La Palma (RA1702-4) presentó el valor más elevado siendo categorizado como hipereutrífico. Con respecto a la clorofila a, el arroyo de Rocha en la toma de OSE (RA1702-1) y el arroyo Las Conchas (RA1702-3) resultaron oligotróficos, el arroyo de Rocha a la altura de la ruta 9 (RA1702-2) mesotrófico, y el arroyo La Palma RA1702-4 hipereutrífico (Tabla 3). Para la LR y los sitios marinos se calculó el IET TRIX aguas arriba, el cual indicó que el sitio más al norte de LR (RE1702-5) resultó hipereutrífico, mientras que RE1702-6 y RE1702-7 resultaron eutróficos. Finalmente, los sitios marinos (RM1702-8 y RM1702-9) también presentaron condiciones eutróficas de acuerdo con este índice (Tabla 4).

**Tabla 3.** Estado trófico de los arroyos RA1702-1 (Rocha, toma OSE), RA1702-2 (Rocha puente ruta 9), RA1702-3 (Las Conchas) y RA1702-4 (La Palma) según el IET de Lamparelli, 2004, en función del PT y Clo a.

Arroyos	Fósforo total		clorofila a	
	IETríos	Categoría	IETríos	Categoría
RA1702-1	55,2	Mesotrófico	27,1	Oligotrófico
RA1702-2	59,4	Eutrófico	57,6	Mesotrófico
RA1702-3	64,2	Supereutrófico	47,2	Oligotrófico
RA1702-4	67,8	Hipereutrófico	71,5	Hipereutrófico

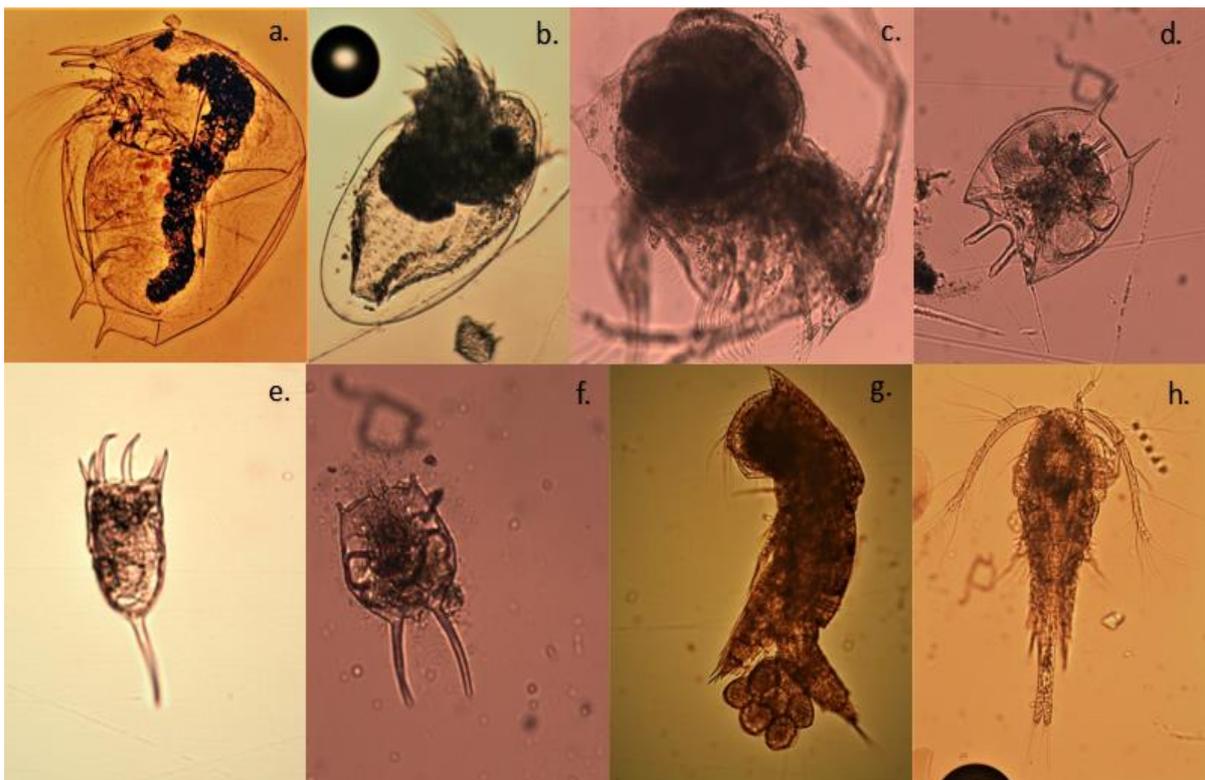
**Tabla 4.** Estado trófico de los sitios de muestreo en la Laguna de Rocha RE1702-5 (LR norte), RE1702-6 LR centro) y RE1702-7 (LR sur) y los sitios marinos, RM1702-8 (desembocadura de la LR) y RM1702-9 (La Serena), en base al Índice TRIX de Vollenweider et al. (1998).

Laguna/Mar	TRIX	Categoría
RE1702-5	8,1	Hipereutrófico
RE1702-6	7,5	Eutrófico
RE1702-7	7,7	Eutrófico
RM1702-8	7,4	Eutrófico
RM1702-9	7,5	Eutrófico

## 6.2 Estructura de la comunidad zooplanctónica

En la Laguna de Rocha, sus afluentes y mar adyacente se identificaron un total de 40 taxa, de los cuales 15 correspondieron al grupo Rotifera, siendo este el grupo con mayor número, seguido por Cladocera con 7 y Copepoda con 6. Los restantes 12 taxones identificados pertenecieron al grupo Otros. Integrantes de este grupo fueron principalmente Medusozoa

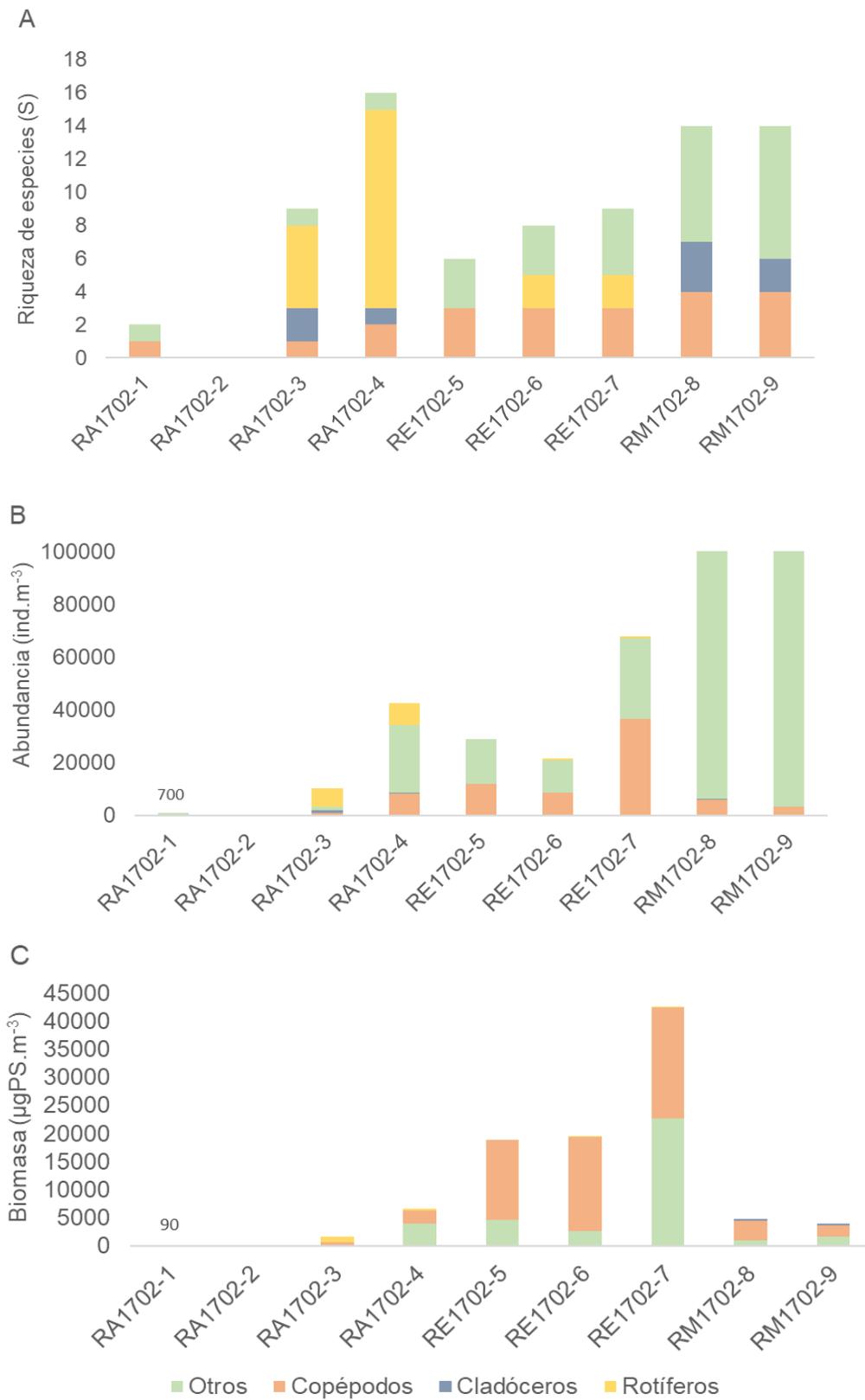
(*Eucheilota ventricularis* y *Obelia*), Tintinnida (*Tintinnopsis cylindrica* y *Favella* sp.), Polychaeta, larva de crustáceos (estadios Nauplio, Zoea, Cirripedia), larva Mollusca (larva de molusco bivalvo) y Dinoflagellata (*Noctiluca scintillans* y *Protoperidinium depressum*) (Figura 5). En RA1702-1 la riqueza de especies se asoció principalmente organismos del grupo Otros y Copepoda (Figura 6A). En RA1702-2 no se registraron organismos. La riqueza de taxa fue de 11 en RA1702-3, en su mayoría Rotífera (56%). El Suborden Cladocera representó el 22% de la riqueza total en este sitio de muestreo y por último Copepoda y organismos del grupo Otros representaron un 11% cada uno. En RA1702-4 se identificaron 16 especies, la mayoría fueron Rotífera (75%), seguidos por un 6% de Copepoda y por último Cladocera y organismos del grupo Otros en igual proporción (6%). En cuanto a RE1702-5 se observó 50% de organismos pertenecientes al grupo Otros y 50% Copepoda. En RE1702-6 la riqueza de especies fue de 6, el 38% fueron organismos del grupo otros, el 37% Copéodos y el 25% Rotíferos. En cuanto a la LR en RE1702-7 la riqueza de especies alcanzó los 9 taxa, 45% fueron organismos pertenecientes al grupo Otros, 33% fueron Copéodos y 22% Rotíferos. En la Laguna no se registraron especies de Cladocera. La mayor riqueza de especies fue



**Figura 5.** Algunas de las especies de zooplancton presentes en los arroyos, LR y mar adyacente pertenecientes al Suborden Cladócera: a. *Bosmina hagmanni* (390,24  $\mu\text{m}$ ); b. *Evadne* sp. (615,59  $\mu\text{m}$ ); c. *Penilia avirostris* (578,62  $\mu\text{m}$ ); al Phylum Rotífera: d. *Platyias quadricornis* (156,37  $\mu\text{m}$ ), e. *Keratella cochlearis* (104,56  $\mu\text{m}$ ); f. *Brachionus caudatus* (124,96  $\mu\text{m}$ ) y a la Subclase Copépoda: g. hembra de *Euterpina acutifrons* con huevos (432,54  $\mu\text{m}$ ) y h. *Oithona* sp. (325,12  $\mu\text{m}$ ).

observada en los puntos marinos (Figura 6A). En RM1702-8 se registró una riqueza de 14 especies. En La Serena (RM1702-9) se registró una riqueza de 14 especies, representada en un 57% por organismos del grupo Otros, 29% fueron Copépodos y 14% Cladóceros. Desde los sitios de muestreo en arroyos, hasta el mar, se observó un aumento de especies de Copepoda y de representantes del grupo Otros, y una disminución del número de especies de Rotífera, los cuales tuvieron su máximo en los arroyos que desembocan en la laguna (RA1702-3 y RA1702-4). No se registraron especies de rotíferos en las sitios marinos.

La abundancia total del zooplancton varió entre la ausencia de organismos (RA1702-2) y 102713 ind.m<sup>-3</sup> (RM1702-8). En el arroyo de Rocha (RA1702-1) la abundancia fue relativamente baja, de 700 ind.m<sup>-3</sup>. El grupo Otros presentó una abundancia de 525 ind.m<sup>-3</sup>, (nauplios y larva de quironómido) y los 175 ind.m<sup>-3</sup> restantes fueron copépodos de la especie *Acartia tonsa*. En RA1702-3 el 68% (6897 ind.m<sup>-3</sup>) de la abundancia relativa fue representada por los rotíferos, siendo las especies dominantes *Platyias quadricornis*, *Lecane bulla*, *Lecane luna*, *Testudinella patina* y *Euchlanis* sp. En RA1702-4, RE1702-5, RE1702-6, RM1702-8 y RM1702-9 predominó el grupo Otros, registrándose una abundancia de 25978 ind.m<sup>-3</sup>, 16967 ind.m<sup>-3</sup>, 12384 ind.m<sup>-3</sup>, 96463 ind.m<sup>-3</sup> y 97072 ind.m<sup>-3</sup> respectivamente. En RA1702-4, RE1702-5 y RE1702-6 dentro del grupo Otros los nauplios fueron los organismos dominantes. En los sitios marinos (RM1702-8 y RM1702-9) los organismos dominantes fueron *Protoperidinium depressum*, *Tintinnopsis cylindrica* y *Noctiluca scintillans*. En cuanto al sitio de muestreo al sur de la Laguna de Rocha (RE1702-7) los copépodos (*Acartia tonsa*, *Euterpina acutifrons* y *Oithona* sp.) fueron los que presentaron valores de abundancia mayor (36659 ind.m<sup>-3</sup>). Los cladóceros estuvieron presentes en RA1702-3 (*Bosminopsis* sp., *Pleuroxus* sp. y *Macrothrix triserialis*) (1385 ind.m<sup>-3</sup>), RA1702-4 (*Bosmina hagmanni*) (362 ind.m<sup>-3</sup>), RM1702-8 (161 ind.m<sup>-3</sup>) y RM1702-9 (282 ind.m<sup>-3</sup>). En los sitios marinos (RM1702-8 y RM1702-9) fueron los más abundantes *Podon* sp. y *Penilia avirostris*. En la figura 6B se puede observar un aumento de la abundancia del grupo Otros y en menor medida de los copépodos desde los sitios de muestreo límnicos hacia los localizados en la Laguna de Rocha y los oceánicos. Tanto los rotíferos como los cladóceros representaron un porcentaje menor de la abundancia total en la mayoría de los sitios de muestreo.



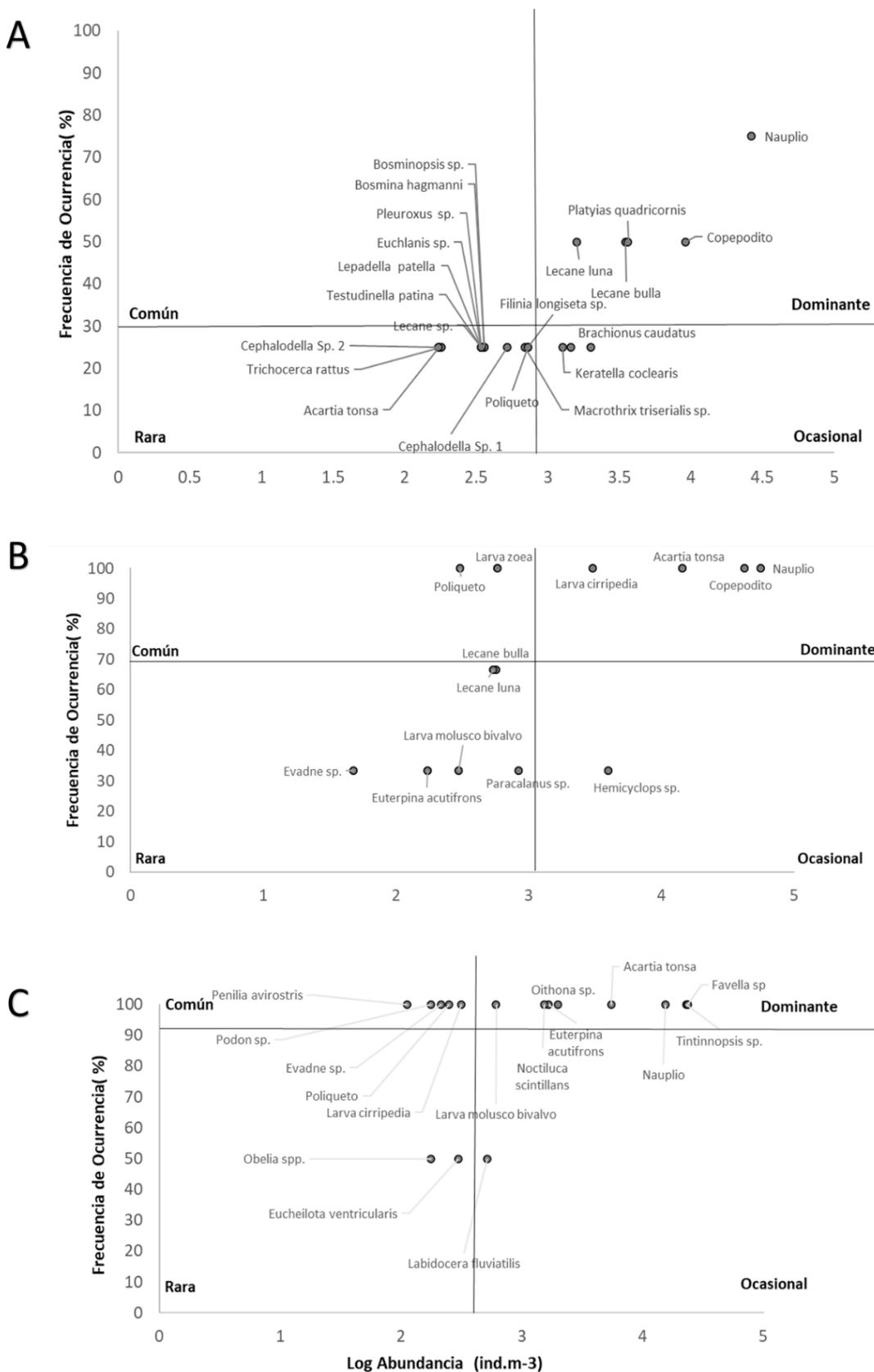
**Figura 6.** Distribución de la Riqueza (A), abundancia (ind.m<sup>-3</sup>) (B) y biomasa (µgPS.m<sup>-3</sup>) (C) de los principales grupos de zooplancton en los diferentes sitios de muestreo de la LR, sus afluentes y el mar adyacente. Valores muy bajos se indican con números.

La biomasa total varió en un rango entre 0,00  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$  (RA1702-2) y 42362  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$  (RA1702-7). Los arroyos se caracterizaron por presentar los menores valores de biomasa. En RA1702-1 la biomasa del grupo otros y copépodos fue de 0,25  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$  y 90,28  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$  respectivamente. En RA1702-3 predominó la biomasa de rotíferos 965  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$ . En cuanto RA1702-4 la mayor biomasa fue representada por el grupo Otros 4015  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$ . La LR en sus tres puntos de muestreo (RE1702-5, RE1702-6 y RE1702-7) presentó los máximos valores de biomasa de todo el gradiente, predominando copépodos y el grupo Otros. Los rotíferos presentaron valores bajos de biomasa. En los sitios marinos los copépodos aportaron los mayores valores de biomasa, 35556  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$  (RM1702-8) y 1955  $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$  (RM1702-9). En general, como se observa en la figura 6C, la biomasa total aumentó desde los sitios de muestreo en los arroyos de la cuenca alta, alcanzando valores máximos en el sur de la laguna (RE1702-7) y luego disminuyendo en los sitios oceánicos. En la mayoría de los sitios de muestreo tanto los rotíferos como los cladóceros representaron un porcentaje menor de la biomasa total. Por el contrario, los copépodos representaron un gran porcentaje de la biomasa total tanto en sitios de muestreo límnicos como marinos.

### 6.3 Dominancia de las especies de zooplancton en los sitios de muestreo

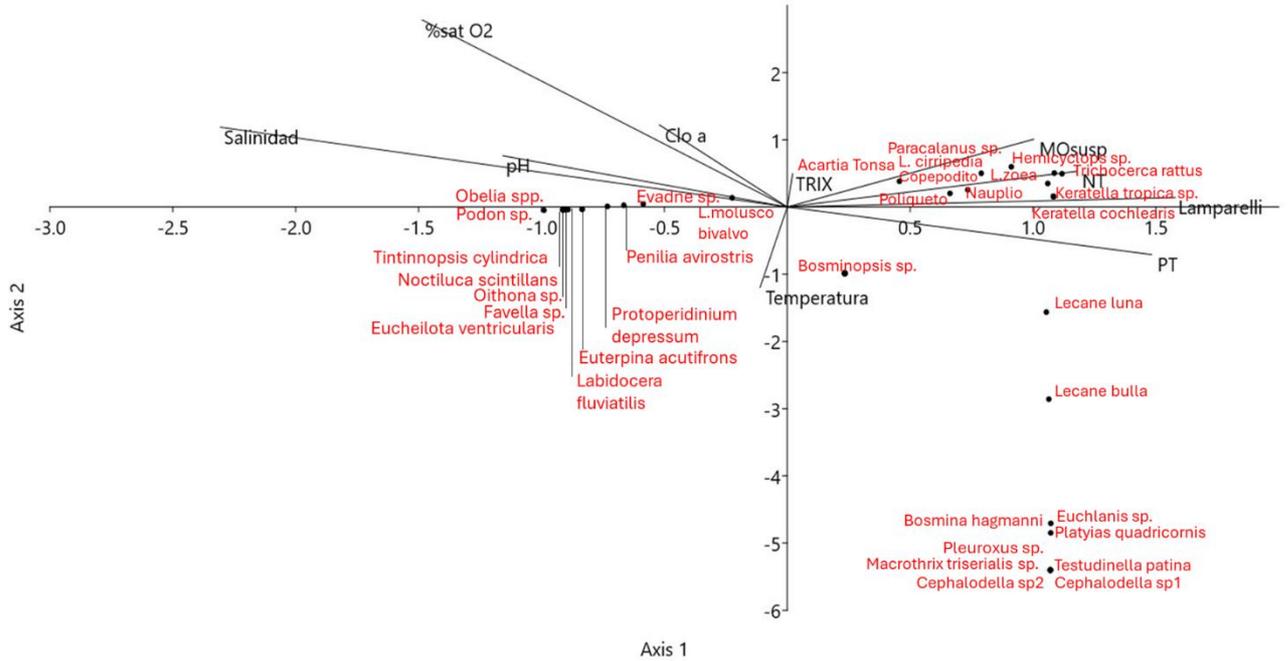
El diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad de zooplancton mostró que en los arroyos los organismos dominantes fueron copépodos con preponderancia de los estadios nauplio y copepodito, y los rotíferos *Lecane bulla*, *Lecane luna* y *Platyias quadricornis*. Los mismos alcanzaron altas frecuencias de ocurrencia (FO), con valores superiores a la media del  $\log_{10}$  de la abundancia absoluta ( $\text{FO}\% > 31,81\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} > 2,91 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Por su parte otras especies de rotíferos como *Keratella cochlearis*, *K. tropica* y *Brachionus caudatus* fueron ocasionales ( $\text{FO}\% < 31,81\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} > 2,91 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ). En la categoría raras ( $\text{FO}\% < 31,81\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} < 2,91 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ) se registraron larvas de poliquetos, el copépodo *Acartia tonsa*, los cladóceros *Bosminopsis* sp., *Pleuroxus* sp., *Bosmina hagmanni*, *Macrothrix triserialis* y varias especies de rotíferos incluyendo *Lecane* sp., *Euchlanis* sp., *Lepadella patella*, *Testudinella patina*, dos especies no identificadas del género *Cephalodella* y *Trichocerca rattus*. Por último, en la categoría comunes no se registraron organismos (Figura 7A). En cuanto a la Laguna de Rocha la larva zoea y las larvas de poliquetos fueron representantes comunes de la comunidad ( $\text{FO}\% > 69,23\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} < 3,12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Los organismos dominantes fueron *Acartia tonsa*, copépodos con preponderancia en estadio nauplio y copepodito y larvas de cirripedios ( $\text{FO}\% > 69,23\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} > 3,12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Dentro de la categoría rara se registraron los rotíferos *Lecane bulla* y *Lecane luna*, los copépodos *Euterpina acutifrons* y *Paracalanus* sp., el cladóceros *Evadne* sp. y larva de molusco bivalvo ( $\text{FO}\% < 69,23\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} < 3,12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ). *Hemicyclops* sp. fue una especie ocasional ( $\text{FO}\% < 69,23\%$ ,  $\log_{10}\text{abundancia} > 3,12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (Figura 7B). En cuanto al mar adyacente a

LR como se observa en la figura 7C no se registraron especies ocasionales. El copépodo *Labidocera fluviatilis* y las medusas *Obelia* spp y *Eucheilota ventricularis* se categorizaron como raras ( $FO\% < 91,17\%$ ,  $\log_{10}$ abundancia  $< 3,13$  ind.m<sup>-3</sup>). Mientras que en la categoría comunes ( $FO\% > 91,17\%$ ,  $\log_{10}$ abundancia  $< 3,13$  ind.m<sup>-3</sup>), se registraron 3 especies de cladóceros (*Evadne* sp, *Podon* sp y *Penilia avirostris*); larva de molusco bivalvo y larva cirripedia y poliqueto. Los dominantes ( $FO\% > 91,17\%$ ,  $\log_{10}$ abundancia  $> 3,13$  ind.m<sup>-3</sup>) fueron *Noctiluca scintillans*, los tintínidos *Favella* sp. y *Tintinnopsis* sp., los copépodos *Oithona* sp., *Euterpina acutifrons* y *Acartia tonsa* y copépodos con preponderancia en estadio nauplio, y el dinoflagelado *Protoperidinium depressum* ( $FO\% > 91,17\%$ ,  $\log_{10}$ abundancia  $> 2,91$  ind.m<sup>-3</sup>). En conjunto, como se observa en la figura 7, en los arroyos hubo más especies raras predominantemente cladóceros y rotíferos. En la laguna, también predominaron las especies consideradas raras, mientras que en el mar se registró un mayor número de especies clasificadas como dominantes y comunes.



**Figura 7.** Diagrama de Olmstead-Tukey indicando el logaritmo de la abundancia ( $\text{Log}_{10}$  Abundancia ind.m-3) y frecuencia de ocurrencia (%) de los organismos del zooplankton por sistema: A: Arroyos, B: Laguna, C: Mar. Las líneas de referencia representan la media del logaritmo de la abundancia (eje x) y la media de la frecuencia de ocurrencia (eje y).

## 6.4 Comunidad de zooplancton y su relación con las variables ambientales



**Figura 8.** Diagrama de dos dimensiones del análisis de correspondencia canónica (CCA) incluyendo las variables ambientales y todas las especies estudiadas. Las flechas indican la posición de las variables ambientales: Salinidad, pH, clorofila a (Clo a), Saturación de oxígeno (%sat O<sub>2</sub>), Temperatura (°C), Fósforo total (PT), Nitrógeno total (NT), Materia orgánica en suspensión (MOsusp), índice de estado trófico (TRIX), índice de estado trófico (Lamparelli según PT).

El análisis de correspondencia canónica (CCA) se realizó con ocho variables ambientales, los dos índices de estado trófico y todas las especies de zooplancton identificadas (Figura 8). El eje 1 explicó la mayor parte de la variabilidad de los datos presentando un valor propio de 0,77 que representó el 46,58% de la varianza total explicada por el análisis. Para el eje 2 se obtuvo un valor propio de 0,61 explicando el 36,66% de la varianza total, siendo ambos significativos.

Las variables que se asociaron al eje 1 de forma positiva fueron el índice de estado trófico según Lamparelli (con una asociación de 0,53 con el eje 1) y el PT (0,49), y en menor medida, al NT (0,39) y la materia orgánica en suspensión (0,33). A estas cuatro variables se asociaron positivamente las abundancias de varias especies de rotíferos como *Trichocerca rattus*, *Keratella tropica* sp., *Keratella cochlearis*, *Lecane luna*, *Lecane bulla*, *Cephalodella* sp.1, *Cephalodella* sp.2, *Testudinella patina*, *Platylas quadricornis*, *Euchlanis* sp., así como los cladóceros límnicos *Pleuroxus* sp, *Macrothrix triserialis*, *Bosmina hagmanni* y *Bosminopsis*

sp.. También se asociaron positivamente a este eje organismos típicamente marinos o estuarinos como *Hemicyclops* sp., larva cirripedia, larva zoea, nauplios de copépodos, *Paracalanus* sp., *Acartia tonsa* y larvas de poliquetos. Por otro lado, las variables salinidad (-0,77) y el % sat O<sub>2</sub> (-0,50) también se asociaron al eje1, pero negativamente, y en menor medida también se asociaron el pH (-0,38). Negativamente con este eje se asociaron organismos típicamente marinos: *Obelia* spp., *Podon* sp., *Tintinopsis cylindrica*, *Noctiluca scintillans*, *Oithona* sp., *Favella* sp., *Euceilota ventricularis*, *Labidocera fluviatilis*, *Euterpina acutifrons*, *Protoperidinium depressum*, *Penilia avirostris*, *Evadne* sp., y larva de molusco bivalvo presentaron valores negativos con respecto al eje 1.

Con respecto al eje 2 las variables ambientales asociadas positivamente fueron el % de saturación de oxígeno (0,93), la salinidad (0,40) y clorofila a (0,40). Por otra parte, la temperatura (-0,40) se asoció al eje 2 pero de forma negativa. Organismos como larva cirripedia, nauplios, larva zoea, *Acartia tonsa*, *Paracalanus* sp. y *Hemicyclops* sp. se asociaron positivamente con este eje. *Macrothrix triserialis*, *Pleuroxus* sp., *Euchlanis* sp., *Lecane bulla*, *Lecane luna*, *Platyias quadricornis*, *Testudinella patina*, *Cephalodella* sp.1, *Cephalodella* sp.2 y *Lepadella patella* presentaron una fuerte asociación negativa con el eje 2.

## 7. DISCUSIÓN

El presente trabajo constituye el primer estudio de la comunidad del zooplancton para la cuenca de la Laguna de Rocha abarcando un amplio gradiente espacial desde los arroyos afluentes a la laguna, hasta el mar adyacente a su desembocadura. En base al análisis, fue posible identificar dos grandes grupos de especies indicadoras de diferentes condiciones ambientales. Por un lado, uno asociado a condiciones de eutrofización como ser mayor cantidad de nutrientes, materia orgánica y al índice de estado trófico según PT propuesto por Lamparelli, entre lo que se encuentran especies límnicas, estuarinas, y marinas tales como *Trichocerca rattus*, *Keratella tropica* sp., *Keratella cochlearis*, *Lecane luna*, *Lecane bulla*, *Cephalodella* sp.1, *Cephalodella* sp.2, *Testudinella patina*, *Platyias quadricornis*, *Euchlanis* sp., los cladóceros límnicos *Pleuroxus* sp, *Macrothrix triserialis*, *Bosmina haggmani* y *Bosminopsis* sp y organismos típicamente marinos o estuarinos como *Hemicyclops* sp., larva cirripedia, larva zoea, *Paracalanus* sp., *Acartia tonsa* y larvas de poliquetos; en contraposición a otro que se asoció fuertemente a un gradiente espacial de salinidad, con especies exclusivamente marinas.

## 7.1 Condiciones ambientales

Los resultados de este estudio mostraron que durante febrero de 2017 se observó un marcado gradiente geográfico de salinidad creciente desde los arroyos al mar, incluso en los sitios ubicados en la Laguna de Rocha (LR), la cual no presentó conexión con el mar. Los valores de temperatura se encontraron dentro del rango de valores observados en DINACEA et al., (2021), coincidiendo ambos en que el norte de la LR presentó valores levemente mayores al resto de los sitios estudiados. En general los valores de pH y oxígeno disuelto cumplieron con la normativa ambiental nacional (Decreto 253/79). En cuanto a la turbidez, los valores registrados para los arroyos cumplieron con la normativa nacional, pero los sitios de la LR superaron el máximo admitido propuesto en la normativa que es de 50 NTU. Se debe considerar que las lagunas costeras son sistemas someros y salobres que presentan altas tasas de resuspensión de los sedimentos, lo que puede condicionar la turbidez de la LR (Conde et al., 2002). El mayor registro de materia orgánica en suspensión se observó en el norte de la LR, lo que podría estar relacionado con el aporte de desechos urbanos provenientes de las áreas más pobladas que se encuentran aguas arriba de este sitio (RE1702-5) y que finalmente son conducidos hacia la LR (Rodríguez-Gallego, 2010). Todos los sitios de arroyos presentaron valores de PT que superaron el estándar vigente en el Decreto 253/79 (máximo de 25 µg/L). Estos resultados coinciden con estudios previos donde se menciona que la LR presenta indicios de un aceleramiento del proceso de eutrofización, como consecuencia del crecimiento de las actividades agrícolas que se desarrollan en su cuenca (Pérez et al., 1999; Aubriot et al., 2005; Rodríguez-Gallego et al., 2010; Lescano, 2023). También coinciden con otros trabajos realizados para la LR (DINACEA et al., 2021, Eirín, 2020; DINAMA et al., 2017). Los sitios que presentaron mayor concentración de nutrientes fueron los arroyos La Palma y Las Conchas y el norte de la LR, mientras que en el centro y el sur de LR y los sitios próximos al mar adyacente se observó un claro descenso de la concentración de nutrientes. Las altas concentraciones de nutrientes observadas en el arroyo Las Conchas y La Palma, se pueden atribuir al uso del suelo de estas subcuencas, ya que son las zonas con mayor presencia de actividades agrícolas (Rodríguez-Gallego 2010; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Por ejemplo, en el arroyo Las Conchas el área destinada a la agricultura aumentó de un 15 a un 21% en el periodo de 2005 a 2017, lo que provocó un aumento en el aporte de nutrientes por fuentes difusas (Lescano, 2023). Además, este arroyo recibe aportes puntuales de efluentes urbanos e industriales, como los de la papera que se ubica en la Ruta Nacional 15, y el Frigorífico Copayán a través de las aguas de la cañada del Ejido (Lescano, 2023). En cuanto al arroyo La Palma, el cual se encuentra embalsado desde 2023 con la finalidad de potabilizar el agua y abastecer a parte de la localidad de La Paloma, también ha visto aumentada el área destinada a fines agrícolas en el periodo 2005-2015. Por

otra parte, la clorofila a estuvo por debajo del valor límite estándar propuesto por la Mesa Técnica de Agua (2017), a excepción de los sitios arroyo La Palma y norte de la LR, los cuales superaron los 10 µg/L que se establecen como valor guía.

Si bien este estudio involucró una sola fecha de muestreo, las variables ambientales estudiadas tales como el PT y el NT coinciden con un escenario de eutrofización en la cuenca de la LR, el cual puede verse intensificado en el futuro, debido a la tendencia al aumento de la superficie agrícola en su cuenca (Rodríguez-Gallego et al., 2012; Nin et al., 2016; Lescano et al., 2017; Ruibal, 2018; Verrastro & Rodríguez-Gallego, 2019), lo que podría ocasionar una pérdida en los servicios ecosistémicos que la LR provee. Además, estos síntomas de eutrofización pueden verse intensificados en combinación con el cambio climático (Paerl & Huisman, 2008; Moss, et al., 2011; Li et al., 2021; Meerhoff et al., 2022), particularmente mediante un incremento en el aporte difuso de nutrientes por un incremento en los patrones de lluvia (Jeppesen et al., 2011; Meerhoff et al., 2022).

## **7.2 Índices de estado trófico**

En general los estudios para determinar el estado trófico de sistemas costeros son relativamente escasos. Algunos simplemente describen la distribución espacial de la concentración de los nutrientes (DINACEA et al., 2021). Otros, como la evaluación ambiental de lagunas costeras y sus principales tributarios, que recopilan datos desde 2017 hasta 2021, utilizan valores de referencia establecidos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 1982). Estos valores combinan los promedios anuales de clorofila a y los máximos registrados para clasificar la categoría trófica (OCDE, 1982; Lamparelli, 2004; DINACEA et al., 2021). Desde el Ministerio de Ambiente, para calcular el Índice de Estado Trófico (IET) de las lagunas costeras, se utiliza un índice para embalses propuesto por Cunha & Lamparelli (2013). Por su parte, Lescano (2023) aplicó dos índices de estado trófico para la LR: el de Vollenweider & Kerekes (1982) y el de Salas & Martino (2001). Estos índices fueron seleccionados considerando la normativa vigente y la bibliografía científica nacional e internacional relevante.

Los índices de estado trófico calculados en el presente trabajo evidenciaron condiciones que oscilaron desde la oligotrofia a la hipertrofia, con un gradiente creciente de norte a sur para los arroyos, con Las Conchas y La Palma categorizados como supereutrófico y hipereutrófico (según IETríos(PT)). Estos resultados tienen similar tendencia que otros estudios (Lescano, 2023; Rodríguez-Gallego et al., 2010; Arocena et al., 1996). Sin embargo, el mismo IET calculado en función de la clorofila a clasificó el arroyo La Palma como hipereutrófico,

mientras que el arroyo Las Conchas resultó oligotrófico. Esta discrepancia en la clasificación es notable y se explica por la baja concentración de clorofila a registrada en ese punto durante la fecha de muestreo (1,02 µg/L). El índice TRIX de Vollenweider et al. (1998), que es el que se utilizó en el presente trabajo, es un índice ya utilizado para ecosistemas costeros en Uruguay y el mundo (Giovanardi & Vollenweider, 2004; Christia et al., 2014; PavLidou et al., 2015; Cutrim et al., 2019; Brugnoli et al., 2019; Tudurí, 2021). Mediante el índice TRIX se identificó al sitio al norte y centro de la LR como eutróficos, mientras que el sur de la LR y uno de los sitios marinos se catalogaron como mesotróficos-eutróficos. El sitio de muestreo en La Serena resultó ser eutrófico. Lescano (2023), en su investigación desde el 2016 al 2020 clasificó a la LR entre meso y oligotrófica por clorofila a pero eutrófica por la concentración de PT utilizando el Índice de Salas & Martino (2001), y entre meso y hipereutrófica según Vollenwenweider & Kerekes (1982). El índice TRIX está compuesto por el % de oxígeno, la concentración de PT, NT y clorofila a, y es un IET más específico para sistemas costeros, por lo que las diferencias de los resultados obtenidos con este estudio pueden deberse a los índices seleccionados en cada caso. El norte de la LR (RE1702-5) fue categorizado como hipereutrófico a diferencia del centro (RE1702-6) y el sur (RE1702-7) de la LR que resultaron eutróficos, esta diferencia podría sustentarse por la presencia de humedales que podrían estar actuando como filtradores (Naiman et al., 2005; Dodds & Oakes 2006) y por la entrada e intercambio de agua que se da entre la laguna y el mar (Conde et al., 2000; Schallenberg et al., 2010; Roselli et al., 2013; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Aunque al momento que se realizó el presente estudio la barra arenosa estaba cerrada, en el verano de 2017 la misma estuvo abierta desde el primero de enero y hasta el 16 del mismo mes y en febrero además ocurrió un fenómeno denominado overwashing asociado a fuertes vientos terrestres provenientes del S y SE (Machado et al., 2021). Es pertinente mencionar que los índices de estado trófico presentan ciertas limitaciones y que las clasificaciones que se obtienen a partir de los mismos pueden no ser tan claras, por lo que es importante no reducir toda la información que nos brinda un IET a una sola categoría (Christia et al., 2014). Además, en comparación con otros estudios es necesario tener en cuenta que índice que se utilizó y las variables que lo conforman, ya que dependiendo de lo mencionado puede variar la categoría de clasificación obtenida. Los IET son valiosas herramientas que brindan información actual sobre el estado trófico de los ecosistemas. Sin embargo, sabemos que la respuesta de los ecosistemas al enriquecimiento por nutrientes es un proceso continuo y fluctuante, por lo que se corre el riesgo de simplificarlos a una condición estática utilizando únicamente un IET (Cloern et al., 2001). Por otro lado, mediante estos es posible generar criterios ecológicos para luego definir acciones de gestión de los ambientes que estamos estudiando (Pinilla et al., 2010).

### 7.3 Consideraciones taxonómicas y variabilidad espacial de la comunidad de zooplancton

La Laguna de Rocha, sus afluentes y el mar adyacente a su desembocadura presentaron una riqueza de especies alta en comparación con otras lagunas y áreas costeras de Uruguay (Cervetto et al., 2006). Estos autores indicaron que en el período 2003-2004 la LR presentó una riqueza de 32 especies, en comparación con las 40 registradas en el presente estudio, en el cual además se abarcan más sitios como ser los arroyos y el mar adyacente a la LR.

Por otra parte, este es el primer estudio en el que se presenta un análisis de la comunidad del zooplancton que abarca todo el gradiente desde la cuenca alta hasta el mar. Si bien es posible encontrar otros estudios para esta área, estos se centran en grupos específicos o especies particulares del zooplancton. Por ejemplo se han realizado estudios fisiológicos sobre el copépodo *Acartia tonsa* (Calliari et al., 2009; Martínez et al., 2017; Martínez et al., 2020; Rodríguez-Graña et al., 2020), trabajos de investigación enfocados en *Neomysis americana* (Milessi et al., 2010; Sourav & Calliari, 2016; Espinosa et al., 2019) y análisis de la composición de especies de medusas y ctenóforos, incluyendo sus dinámicas espacio-temporales (Vidal, 2019; Vidal et al., 2021).

La comunidad zooplanctónica del presente estudio estuvo compuesta principalmente por organismos pertenecientes a tres grandes grupos, Rotíferos, Copépodos, Cladóceros y además en menor frecuencia y abundancia se registraron 12 taxones que se agruparon como "Otros" pertenecientes a Medusozoa (*Eucheilota ventricularis* y *Obelia spp.*), Tintinnida (*Tintinnopsis cylindrica* y *Favella sp.*), Polychaeta, larva de crustáceos (Nauplio, Zoea, Cirripedia), larva Mollusca (larva de molusco bivalvo) y Dinoflagellata (*Noctiluca scintillans* y *Protoperidinium depressum*). La integración del grupo Otros varió según el sitio. Si bien este grupo predominó en abundancia en varios sitios (RA1702-4, RE1702-5, RE1702-6, RM1702-8 y RM1702-9) en RA1702-4, RE1702-5 y RE1702-6 dominaron las larvas de copépodos (nauplios). Por otra parte, en los sitios marinos (RM1702-8 y RM1702-9) los organismos dominantes fueron *Protoperidinium depressum*, *Tintinnopsis cylindrica* y *Noctiluca scintillans*. Las dos primeras son especies pertenecientes al microzooplancton marino, *Protoperidinium depressum* es un dinoflagelado registrado en la zona marino-costera uruguaya; (Ferrari & Vidal, 2006; Calliari et al., 2021) así como también en La Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay (Martínez & Ortega, 2001); en cuanto a *Tintinnopsis cylindrica* fue registrada en Cabo Polonio (Calliari et al., 2021). *Noctiluca scintillans* pertenece al grupo de dinoflagelados unicelulares, son depredadoras activas de plancton pequeño y están ampliamente distribuidas en la costa de Uruguay (Méndez, 2005; Ferrari & Vidal, 2006; SNAP, 2018; Calliari et al., 2021), también se ha registrado en las lagunas y arroyos costeros (Machado 2013; DINACEA et al., 2022;).

El grupo de los cladóceros estuvo compuesto por organismos límnicos y marinos. En los arroyos se identificaron *Bosminopsis* sp., *Bosmina hagmanni*, *Pleuroxus* sp., y *Macrothrix triserialis*. Las especies de la familia Bosminidae, pueden llegar a ser dominantes en muchos lagos eutrofizados (Jiang et al., 2013) ya que suelen resistir mejor la presencia de por ejemplo cianobacterias potencialmente tóxicas en comparación con otros géneros como *Daphnia* (Hansson et al., 2007), las cuales no se registraron en este estudio. En el mar adyacente y en el mar La Serena se observaron cladóceros típicamente marinos: *Evadne* sp., *Podon* sp y *Penilia avirostris*. Los dos primeros ya han sido registrados para la LR y la Bahía de Maldonado (Cervetto et al., 2006). Por el contrario, *Penilia avirostris* no ha sido registrada para la LR y el mar adyacente. Esta es una especie cosmopolita marcadamente eurihalina encontrada por primera vez en zonas del Atlántico sur por Ramner (1934) para costas de Africa y América, y más recientemente registrada en el Atlántico sur de Brasil y Argentina (Domingos-Nunes & Resgalla, 2012; Viñas et al., 2007).

Se registraron copépodos en todos los sitios de muestreo. En la LR los dominantes fueron *Acartia tonsa*, *Hemicylops* sp, mientras que *Euterpina acutifrons* y *Paracalanus* sp. resultaron raras y *Hemicyclops* sp. fue categorizada como ocasional. Todas estas especies han sido identificadas en la LR y otros sitios marinos y costeros de nuestro país (Cervetto et al., 2006). El copépodo calanoide *Acartia tonsa*, fue registrado en un amplio rango de salinidad (0,1-31,9) ya que el mismo se observó tanto en arroyos como en el cuerpo principal de la LR y los sitios del mar adyacente. Estos resultados reflejan la eurihalinidad de esta especie de copépodo, la cual ha sido ampliamente estudiada en varias investigaciones de campo (Conover, 1956; Cronin et al., 1962; Bowman, 1971) y también experimentalmente (Lance, 1963; Farmer, 1980; Cervetto et al., 1999; Castro-Longoria, 2003; Calliari et al., 2006; Calliari et al., 2008).

#### **7.4 Composición taxonómica y relación con variables ambientales**

El análisis de la relación de la abundancia de las especies que integraron la comunidad del zooplancton con las variables ambientales mostró que variables relacionadas con la eutrofización como las concentraciones de nutrientes y la materia orgánica en suspensión, pero también la salinidad y el % de saturación de oxígeno, fueron las más importantes en determinar la estructura de la comunidad de zooplancton, y su distribución. Las condiciones de eutrofización que presenta un ecosistema afectan directamente la distribución de especies del zooplancton (Park & Marshall, 2000; Whitman et al., 2004; Jeppessen et al., 2011; Ejsmont-Karabin, 2012; Ejsmont-Karabin & Karabin, 2013; Antón-Pardo & Armengol, 2014). El IETríos, la concentración de PT y NT y la materia orgánica en suspensión se asociaron positivamente con la abundancia de diferentes especies límnicas particularmente de rotíferos

(*Cephalodella* sp.1, *Cephalodella* sp.2, *Euchlanis* sp., *Lecane luna*, *Lecane bulla*, *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Platyias quadricornis*, *Testudinella patina*, *Lepadella patella* y *Trichocerca rattus*, *Brachionus caudatus* y *Filinia longisetia*), así como también de algunos cladóceros (*Bosminopsis* sp., *Macrothrix triserialis* y *Bosmina hagmanni*). Las especies que se agruparon positivamente con el IETríos en función de PT, la concentración de nutrientes y la materia orgánica en suspensión podrían verse favorecidas en ambientes ricos en nutrientes, lo que sugiere que estas especies serían buenos indicadores de una alta productividad de los sistemas acuáticos. La abundancia de estas mismas especies se relacionó de forma negativa con la salinidad y el % de saturación de O<sub>2</sub>. Entonces se puede destacar un gradiente donde las condiciones eutróficas favorecen ciertas especies (fundamentalmente límnicas) que se ven limitadas en su distribución por las condiciones de salinidad. Además, ciertas especies que en el diagrama de de Olmstead-Tukey se categorizaron como dominantes (*Platyias quadricornis*, *Lecane bulla*, *Lecane luna* y *Acartia tonsa*) a su vez se asociaron con el índice de estado trófico según Lamparelli, el PT, el NT y la MOsusp por lo que es destacable esta categoría para tener en cuenta como indicadora de eutrofización.

Existen estudios en los cuales se identifican algunas de las especies mencionadas como indicadoras de eutrofización. Por ejemplo, *Keratella tropica* y *Keratella cochlearis* son consideradas como indicadoras de eutrofización, siendo el género *Keratella* en general utilizado como un indicador de este proceso (De Manuel & Armengol, 1993; Duggan et al., 2001; Baiao & Boavida, 2005). Chalar et al. (2002) ha propuesto para el embalse de Salto Grande el uso de asociaciones de rotíferos como indicadores de eutrofización, planteando la asociación de *Conochilus unicornis* y *Keratella cochlearis* como característica de ambiente eutrofizado. Por otro lado, *Platyias quadricornis* es una especie de rotífero con preferencia por ambientes donde la concentración de materia orgánica es alta (Houssou et al., 2008), y varios autores han indicado su presencia en sitios de aguas eutróficas (Pal et al., 2015; Houssou et al., 2008). Basinska et al., (2010) plantea la preferencia de *Euchlanis* por aguas eutrofizadas también coincidiendo con los resultados del presente estudio. En cuanto a los cladóceros, el género *Macrothrix* se asocia con elevada materia orgánica y condiciones de eutrofia (Fuentes-Reinés et al., 2012), mientras que las especies de los géneros *Bosmina* y *Bosminopsis* pueden llegar a ser dominantes en muchos lagos eutrofizados (Jiang et al., 2013).

Por otra parte, *Labidocera fluviatilis*, *Tintinopsis cylindrica*, *Eucoilota ventricularis*, *Protoperidinium depressum*, *Favella* sp., *Oithona* sp., *Euterpina acutifrons*, *Evadne* sp., *Obelia* spp., *Podon* sp., *Noctiluca scintillans*, *Penilia avirostris* y larva de molusco bivalvo presentaron una asociación negativa con el IETríos, concentración de PT y NT y la materia

orgánica en suspensión, lo que puede sugerir que estas especies tengan preferencias por ambientes con menor carga de nutrientes o donde las condiciones de salinidad y oxígeno sean más elevadas. Estas especies se identificaron en los sitios marino-costeros. Algunas de las especies que pertenecen a este grupo fueron identificadas en la LR por Cervetto et al., (2006) donde además se plantea que las fluctuaciones de la salinidad son el principal factor de la composición, abundancia y distribución de zooplancton.

### **7.5 Perspectivas y desafíos para integrar a la comunidad de zooplancton en los monitoreos de calidad de agua**

El zooplancton tiene el potencial de ser una herramienta sensible para monitorear la calidad de agua de las lagunas costeras por la capacidad de reaccionar con rapidez a cambios en el agua como por ejemplo en lo que respecta a los niveles de salinidad y características tróficas (Arcifa et al., 1994; Branco et al., 2007). Sin embargo, no es actualmente parte de las comunidades estudiadas en los monitoreos de calidad de agua. En nuestro país, el Ministerio de Ambiente realiza monitoreos que evalúan la calidad del agua diseñados en base al concepto de cuenca hidrográfica, con el fin de tener una visión integral de los fenómenos que se producen en el área de influencia. Se utiliza la cuenca como unidad de estudio ya que permite unificar todos los elementos que hacen a las características finales del agua que se estudia. Con abordaje interinstitucional (DINAMA (MVOTMA) – DINARA (MGAP) – OSE – CURE) y en el marco de un acuerdo y un convenio de cooperación técnica de las instituciones mencionadas se realizan informes de monitoreo ambiental de las cuencas de las lagunas de Rocha, Castillos y Garzón con el objetivo de realizar una gestión sustentable y aportar al conocimiento del estado ambiental de las cuencas. Se evalúan la calidad del agua y de los sedimentos de las lagunas y sus principales tributarios, así como también las siguientes comunidades biológicas: bentos, peces, ictioplancton y misidáceos. Desde 2018 a la actualidad el núcleo interdisciplinario “aguas urbanas” de la Udelar realiza monitoreos biológicos en cañadas urbanas basados en el uso sistemático de respuestas biológicas de los organismos que habitan el agua, los bioindicadores utilizados son: bacterioplancton, fitoplancton, perifiton, macrófitas, macroinvertebrados y peces. Es decir, se estudia el estado ecológico del agua incluyendo varios elementos de calidad biológica pero no se incluye a la comunidad de zooplancton a pesar de existir amplia evidencia de la utilidad de esta comunidad como indicadora de cambios ambientales (Jeppesen et al., 2011; Ejsmont-Karabin, 2012, Davidson et al., 2011). Además, el zooplancton juega un rol esencial dentro de las redes tróficas y presenta un alto valor indicador que no puede ser sustituido por el estudio de peces y de fitoplancton (Jeppesen et al., 2011). Los autores mencionados anteriormente resaltan la necesidad de incluir al zooplancton en los monitoreos de calidad de

agua, decisión que parece ser fundamentada por temas de financiación. Este estudio representa una primera aproximación al estudio de la comunidad de zooplancton como indicadora ambiental en las lagunas costeras del Uruguay, siendo accesible y no más costoso que el estudio de otras comunidades estudiadas. Sí resulta fundamental la formación de técnicos capacitados para la identificación de las especies que conforman la comunidad del zooplancton.

## 8. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se caracterizó por primera vez la estructura de la comunidad de zooplancton y su distribución espacial en el Área protegida Laguna de Rocha, incluyendo sus afluentes, cuerpo principal y el mar adyacente a su desembocadura. Se identificaron 40 especies de las cuales 15 correspondieron al grupo Rotifera, 7 fueron cladóceros y 6 copépodos. Los restantes 12 taxa identificados pertenecieron a otros grupos. Las variables ambientales y el estado trófico de los sitios estudiados influyeron en la composición de la comunidad de zooplancton.

La salinidad del agua, el contenido de materia orgánica en suspensión, y la concentración de nutrientes fueron los principales factores que influyeron en la abundancia y distribución de las especies del zooplancton en la LR.

Se determinaron dos grandes grupos de especies indicadoras, por una parte, las que son más abundantes en condiciones de eutrofización, es decir el PT y NT, el IET de Lamparelli, y la materia orgánica en suspensión que incluyen especies marinas estuarinas y límnicas como ser *Bosminopsis* sp., *Acartia tonsa*, *Lecane luna*, *Lecane bulla*, *Keratella tropica*, *Keratella cochlearis*, *Trichocerca rattus*, *Hemicyclops* sp., *Paracalanus* sp., *Cephalodella* sp.1 , *Cephalodella* sp.2, *Testudinella patina*, *Platyias quadricornis*, *Euchlanis* sp., *Macrothrix triserialis* y *Bosmina hagmanni*.

Adicionalmente, ciertas especies se categorizaron según el diagrama de Olmstead-Tukey como dominantes y a su vez se asociaron principalmente con el índice de estado trófico según Lamparelli, el PT, el NT y la MOsusp, estas son: *Platyias quadricornis*, *Lecane bulla*, *Lecane luna* y *Acartia tonsa*. Esta es una categoría para tener en cuenta como indicadora de eutrofización

Por otro lado, un grupo de especies que se asocian a condiciones menos eutróficas, donde la salinidad es mayor y su abundancia se ve favorecida por el aumento en el % de saturación de O<sub>2</sub>: *Labidocera fluviatilis*, *Tintinopsis cylindrica*, *Eucoilota ventricularis*, *Protoperidinium*

*depressum*, *Favella* sp., *Oithona* sp., y *Euterpina acutifrons*, *Evadne* sp., *Obelia* spp., *Podon* sp., *Noctiluca scintillans*, *Penilia avirostris*.

## 9. PERSPECTIVAS

El presente trabajo pretende ser el puntapié inicial para que se comience a incluir a la comunidad de zooplancton al momento de evaluar de forma integrada la calidad de agua de los ecosistemas acuáticos de nuestro país y de la región. Sería importante que se realicen monitoreos estacionales con el fin de identificar otras posibles especies, confirmar si las estudiadas en el presente trabajo se repiten año a año y profundizar en el recambio de especies que puede ocurrir en las diferentes estaciones.

## 10. BIBLIOGRAFÍA

Agasild, H., Zingel, P., Tõnno, I., Haberman, J., & Nõges, T. (2007). Contribution of different zooplankton groups in grazing on phytoplankton in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). En *Zooplankton and Phytoplankton Dynamics in Eutrophic Lake*, 16-29. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6399-2\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6399-2_16)

Ahearn, D., Sheibley, R., Dahlgren, R., Anderson, M., Johnson, J., & Tate, K. (2005). Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada. *Journal of Hydrology*, 313: 234–247. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.038>

Alcántara, A., Somma, G., Chalar, A., Fabre, A., Segura, M., Achkar, R., Arocena, L., Aubriot, C., Baladán, M., Barrios, S., Bonilla, M., Burwood, D. L., Calliari, C., Calvo, L., Capurro, C., Carballo, C., Céspedes-Payret, D., Conde, N., Corrales, B., Cremella, C., Crisci, J., Cuevas, S., De Giacomi, L., De León, L., Delbene, I., Díaz, V., Fleitas, I., González-Bergonzoni, L., González-Madina, M., González-Piana, G., Goyenola, O., Gutiérrez, S., Haakonsson, C., Iglesias, C., Kruk, G., Lacerot, J., Langone, F., Lepillanca, C., Lucas, F., Martigani, G., Martínez de la Escalera, M., Meerhoff, L., Nogueira, H., Olano, J. P., Pacheco, D., Panario, C., Piccini, F., Quintans, F., Teixeira de Mello, L., Terradas, G., Tesitore, L., Vidal, F., & García-odríguez, F. (2022). A reply to “Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro”. *Science of The Total Environment*, 818: 151854. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151854>

Allan, J. D., Erickson, D. L., & Fay, J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37(1), 149-161. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>

Antón-Pardo, M., & Armengol, X. (2014). Aquatic invertebrate assemblages in ponds from coastal Mediterranean wetlands. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 50, 217-230. <https://doi.org/10.1051/limn/2014089>

Arcifa, M. S., Castilho, M. S. M., & Carmouze, J.-P. (1994). Composition et évolution du zooplancton dans une lagune tropicale (Brésil) au cours d'une période marquée par une mortalité de poissons. *Revue Hydrobiologie Tropicale*, 27, 251-263.

Arocena, R., Conde, D., Fabián, D., Gorga, J., & Clemente, J. (1996). Calidad de agua en la Laguna de Rocha: rol de sus principales afluentes. Rocha, Uruguay: PROBIDES. 28 p.

Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodo, E., Machado, I., Pacheco, J. P., Castiglioni, R., & Gabito, L. (2008). Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio: Informe final del convenio DINAMA-Facultad de Ciencias, Sección Limnología. Montevideo.

Attayde, J. L., & Bozelli, R. (1998). Assessing indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1789–1797. <https://doi.org/10.1139/cjfas-55-8-1789>

Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V., & Britos, A. (2005). Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización. En I. Vila & J. Pizarro (Eds.), *Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses CYTED XVIIIB Patagonia* Impresores Chile, 65-85.

Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F., & Bonilla, S. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: Influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *INNOTEC*, 14: 7–16.

Baião, C., & Boavida, M. J. (2005). Rotifers of Portuguese reservoirs in the river Tejo catchment: Relations with trophic state. *Limnetica*, 24(1-2), 103-114. <https://doi.org/10.23818/limn.24.10>

Basińska, A., Kuczyńska-Kippen, N., & Świdnicki, K. (2010). The body size distribution of *Filinia longisetata* (Ehrenberg) in different types of small water bodies in the Wielkopolska region. *Limnetica*, 29(1), 171-182.

Bem, C., Borba, M., & Rodrigues, J. (2013). Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 8(1), 54-50.

Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2010). *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators*. Antony Rowe, Ltd.

Bernardi, R. d., Giussani, G., & Manca, M. (1987). Cladocera: Predators and prey. *Hydrobiologia*, 145(1), 225-243. <https://doi.org/10.1007/bf02530284>

Bērziņš, B., & Pejler, B. (1989). Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia*, 183, 165–172. <https://doi.org/10.1007/BF00018721>

Blancher, C. E. (1984). Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiologia*, 109, 251–263.

Bonecker, C., Nagae, M., Blettler, M., Velho, L., & Lansac-Tôha, F. (2007). Zooplankton biomass in tropical reservoirs in Southern Brazil. *Hydrobiologia*, 579, 115–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0391-x>

Bonilla S & D Conde (2000). El fitoplancton como descriptor sensible de cambios ambientales en las lagunas costeras de la Reserva Bañados del Este En: PROBIDES/GEF Documentos de Trabajo 31 (ISBN 9974-7611-0-7) Rocha (Uruguay). 63-73.

Bonilla, S., Conde, D., Aubriot, L., Rodríguez-Gallego, L., Piccini, C., Meerhoff, E., Rodríguez-Graña, L., Calliari, D., Gómez, P., Machado, I., & Britos, S. (2006). Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras de Uruguay. En R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, & D. Conde (Eds.), Bases para el manejo y la conservación de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay.

Bonilla, S. (2009). Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de monitoreo. Ed. UNESCO, Documento técnico del PHI No 16, Montevideo, pp. 96.

Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pérez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., & Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. INNOTECH, 9–22. <https://doi.org/10.26461/10.01>

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzing, A., Hillbrecht-Ilkowska, A., Kurazawa, H., Larsson, P., & Weglenska, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology, 24, 12–456.

Bowman, T. E. (1971). The distribution of calanoid copepods of the southeastern United States between Cape Hatteras and southern Florida. Smithsonian Contributions to Zoology, 96, pp 158.

Branco, C., Kozłowski-Suzuki, B., & Esteves, F. A. (2007). Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed Brazilian coastal lagoon. Brazilian Journal of Biology, 67(2), 251-262. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000200010>

Brugnoli, E., Sans, K., Muniz, P., Venturini, N., Gómez-Erache, M., & García-Rodríguez, F. (2019). Mesozooplankton y variación ambiental durante el evento ENOS 2009-2010 en la costa norte del Estuario del Río de la Plata. CICIMAR Oceánides, 34(1), 1–16.

Calliari, D., Cervetto, G. and Castiglioni, R. (2004). Summertime herbivory and egg production by *Acartia tonsa* at the Montevideo coast-Río de la Plata. *Ophelia*, 58,115-128.

Calliari, D., & Rodríguez-Graña, L. (2006). Zooplankton of the Río de la Plata Estuary: A review of the current knowledge. In R. Menafrá et al. (Eds.), Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya, 145-157. Vida Silvestre Uruguay

Calliari, D., Andersen Borg, M. C., Thora, P., Gorokhova, E., & Tiselius, P. (2013). Instantaneous salinity reductions affect the survival and feeding rates of the co-occurring copepods *Acartia tonsa* Dana and *A. clausi* Giesbrecht differently. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448, 270-278. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.07.004>

Calliari, D., Britos, A., & Conde, D. (2009). Testing the relationship between primary production and *Acartia tonsa* grazing pressure in an estuarine lagoon. *Journal of Plankton Research*, 31(9), 1045–1058.

Calliari, D., Rodríguez-Graña, L., Bessonart, M., Sampognaro Charquero, L., Cazarré, M., Yannicelli, B., Segura, Á., Alonso, C., & Kruk, C. (2021). Oceanografía biológica de Cabo Polonio: apuntes sobre investigaciones recientes. Udelar, FC, CURE, CSIC.

Castro-Longoria, E. (2003). Egg production and hatching success of four *Acartia* species under different temperature and salinity regimes. *Journal of Crustacean Biology*, 23(2), 289–299. <https://doi.org/10.1163/20021975-99990339>

Cervetto, G., Gaudy, R., & Pagano, M. (1999). Influence of salinity on the distribution of *Acartia tonsa* (Copepoda, Calanoida). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 239(1), 33-45. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00023-4](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00023-4)

Cervetto, G., Calliari, D., Rodríguez, L., Castiglioni, R., & Lacerot, G. (2006). Zooplankton estuarino de Uruguay: Añadiendo piezas en el rompecabezas. En R. Menafrá, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, & D. Conde (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*. Vida Silvestre, 105-111.

Chalar, G., De León, L., Clemente, J., Paradiso, M., & Brugnoli, E. (2002). Dinámica de la eutrofización del embalse de Salto Grande. Informe. Montevideo.

Chalar, G. (2006). Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). En *Eutrofización en Sudamérica: causas, consecuencias y tecnologías para manejo y control*, 87-101.

Chorus, I. (2012). Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Germany, 63–2012.

Christia, C., Giordani, G., & Papastergiadou, E. (2014). Assessment of ecological quality of coastal lagoons with a combination of phytobenthic and water quality indices. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1-2), 411-423. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.007>

Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223-253. <https://doi.org/10.3354/meps210223>

Conde, D., Aubriot, L., & Bonilla, S. (2000). Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 207, 19–31.

Conde, D., Arocena, R., & Rodríguez-Gallego, L. (2002). Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: Ambientes, algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). *AMBIOS*, III(10), 5-9; IV(11), 32-33.

Conde D, Aubriot L, Bonilla S & R Sommaruga (2002). Marine intrusions in a coastal lagoon enhances the effects of UV radiation on the phytoplankton photosynthetic rate. *Marine Ecology Progress Series*, 240: 57–70.

Conde, D., Sommaruga, R., & Aubriot, L. (1998). Underwater UV radiation field in a brackish coastal lagoon associated with extreme DOC gradients I: Optical aspects. In *Proceedings of the XXVII International Congress of Limnology (SIL)*.

Conover, R. J. (1956). *Oceanography of Long Island Sound, 1952–1954*. VI. Biology of *Acartia clausi* and *A. tonsa*. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection*.

Contreras, E. & Castañeda, O. (2004). La biodiversidad de las lagunas costeras. *Ciencias*, 76, octubre-diciembre, 46-56.

Cronin, L. E., Daiber, J. C., & Hulbert, H. M. (1962). Quantitative seasonal aspects of zooplankton in the Delaware River Estuary. *Chesapeake Science*, 3, 63-93.

Culver, D. A., Boucherle, M. M., Bean, D. J., & Fletcher, J. W. (1985). Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(8), 1380–1390. <https://doi.org/10.1139/f85-174>

Cunha, D. G., Calijuri, M. C., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, 60, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.08.002>

Cutrim, M., Ferreira, F., Duarte dos Santos Sá, A., Cavalcanti, L., Araújo, B., Azevedo-Cutrim, A., Furtado, J., & Oliveira, A. (2018). Trophic state of an urban coastal lagoon (northern Brazil), seasonal variation of the phytoplankton community and environmental variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 216. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.013>

Davidson, T. A., Bennion, H., Jeppesen, E., Clarke, G. H., Sayer, C. D., Morley, D., & et al. (2011). The role of cladocerans in tracking long-term change in shallow lake trophic status. *Hydrobiologia*, 676, 299–315. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0711-2>

Day, J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M., & Yáñez-Arancibia, A. (1989). *Estuarine ecology*. Wiley, Nueva York, 558 pp.

De Manuel, J. (1997). *Rotífers dels embassaments espanyols peninsulars: Ecologia i aspectes sistemàtics i biogeogràfics* [Tesis doctoral, Universitat de Barcelona, España].

Decreto N° 1030/2016 Plan de Manejo Paisaje Protegido Laguna de Rocha.

Decreto N° 61/2010 Paisaje Protegido Laguna de Rocha.

Decreto N° 253/79 y sus modificativos. Decreto reglamentario del Código de aguas de 1978.

Delbene, L., Gerhard, M., Marrero, A., Samsa, V., & Aubriot, L. (2011). Evaluación de la calidad del agua de un lago artificial de la Ciudad de la Costa. Informe Técnico. Programa de Apoyo a la Realización de Proyectos de Investigación para Estudiantes Universitarios – CSIC.

Dembowska, E. A., Napiórkowski, P., Mieszczankin, T., & Józefowicz, S. (2015). Planktonic indices in the evaluation of the ecological status and the trophic state of the longest lake in Poland. *Ecological Indicators*, 56, 15-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.019>

DINACEA, OSE, DINARA, IDR, & CURE. (2022). Reporte anual de resultados de las lagunas costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y sus principales tributarios (2021-2022). Montevideo.

DINACEA, OSE, DINARA, IDR, & CURE. (2021). Evaluación ambiental de las lagunas costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos) y de sus principales tributarios (2017 - 2020). Informe técnico. MMA-DINACEA. Montevideo.

DINAMA (2017). Informe de asesoría a la Mesa Técnica del Agua. Establecimiento de niveles guía de indicadores de estado trófico en cuerpos de agua superficiales.

DINAMA, OSE, DINARA, IDR, CURE (2018). Estado ambiental de las lagunas costeras de Rocha y Castillos y de sus principales tributarios. Informe técnico. MVOTMA-DINAMA. Montevideo.

DINAMA (2020). Informe del estado del ambiente (período 2016-2019). Versión preliminar.

Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2006). Controls on nutrients across a prairie stream watershed: Land use and riparian cover effects. *Environmental Management*, 37(5), 634-646. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0072-3>

Dolbeth, M., Pardal, M. A., Lilleblo, A. I., Azeiteiro, U., & Marques, J. C. (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*, 143(6), 1133-1140. <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1076-3>

Domingos, P., Gômara, A. G., Sampaio, F. G., Soares, F. M., & Soares, F. L. F. (2012). Eventos de mortandade de peixes associados a florações fitoplanctônicas na Lagoa Rodrigo de Freitas: Programa de 10 anos de monitoramento. *Oecologia Australis*, 16(3), 441-466. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1603.09>

Domingos-Nunes, R., & Resgalla Jr, C. (2012). The zooplankton of Santa Catarina continental shelf in southern Brazil with emphasis on Copepoda and Cladocera and their relationship with physical coastal processes. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(4), 893-913. <https://dx.doi.org/10.3856/vol40-issue4-fulltext-7>

Duggan, I. C., Green, J. D., & Thomasson, K. (2001). Do rotifers have potential as bioindicators of lake trophic state? *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 27, 3497-3502.

Duggan, I. C., Collier, K. J., & Lambert, P. W. (2002). Evaluation of invertebrate biometrics and the influence of subsample size using data from some Westland, New Zealand, lowland streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36(1), 117-128. <https://doi.org/10.1080/00288330.2002.9517136>

Dumont, H. J., Van de Velde, I., & Dumont, S. (1975). The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19, 75-97. <https://doi.org/10.1007/BF00345345>

Eirín, M. (2020). Cianobacterias y pesquerías en las lagunas de Rocha y Castillos, SE Uruguay: Aportes a la gestión pesquera [Tesis de grado, Universidad de la República, Facultad de Ciencias].

Ejsmont-Karabin, J., & Karabin, A. (2013). The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: Crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 61(3), 561-573.

Ejsmont-Karabin, J. (1995). Rotifer occurrence in relation to age, depth and trophic state of quarry lakes. En J. Ejsmont-Karabin & R. M. Pontin (Eds.), *Rotifera VII* (Vol. 109, pp. 25-34). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-009-1583-1\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-009-1583-1_3)

Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: Rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60, 339-350.

Espinosa, N., Calliari, D., & Rodríguez-Graña, L. (2019). Life history, population structure and environmental modulation of *Neomysis americana* (Mysinae) in an intermittently open coastal lagoon of the South West Atlantic. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 223, 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.05.015>

Farmer, L. (1980). Evidence for hyporegulation in the calanoid copepod, *Acartia tonsa*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 65(3), 359-362. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(80\)90043-2](https://doi.org/10.1016/0300-9629(80)90043-2)

Ferrari, G., & Vidal, L. (2006). Fitoplancton de la zona costera uruguaya: Río de la Plata y Océano Atlántico. En R. Menafra, L. Rodríguez-Gallego, F. Scarabino, & D. Conde (Eds.), *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*, 45-56. Vida Silvestre. ISBN: 9974-7589-2-0.

Fuentes-Reinés, J., Zoppi de Roa, E., Morón, E., Gámez, D., & López, C. (2012). Conocimiento de la fauna de Cladóceras (Crustacea: Branchiopoda) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 41(1), 121-164.

García-Chicote J., X., Armengol, X., & Rojo, C. (2018). Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica*, 69, 46-54. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.004>

Giovanardi, F., & Vollenweider, R. (2004). Trophic conditions of marine coastal waters: Experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63(2), 199-218. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2004.199>;

Gopko, M., & Telesh, I. V. (2013). Estuarine trophic state assessment: New plankton index based on morphology of *Keratella* rotifers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 222-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.019>

Goyenola, G., Vidal, N., Acevedo, S., Cabrera, S., Fosalba, C., Teixeira-De Mello, F., Calvo, C., Tesitore, G., Gaucher, L., Iglesias, C., López-Rodríguez, A., Burwood, M., Corrales, N., Olsson, D., Levrini, P., Pacheco, J. P., Capuccio, L., & Urtado, L. (2017). *Sistemas acuáticos canarios: Estado del conocimiento y gestión ambiental. Informe ambiental estratégico*. Canelones: Centro Universitario Regional Este, Universidad de la República, Comuna Canaria.

Griffero L., Alcántara-Durán J., Alonso C., Rodríguez-Gallego L., Moreno-González D., García-Reyes JF., Molina-Díaz A & A Pérez-Parada (2019). Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of the Total Environment* 697: 134058.

Güntzel, A. M., Matsumura-Tundisi, T., & Rocha, O. (2003). *Hydrobiologia*, 490, 8. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000007274.72418.75>

Haberman, J., Nöges, P., Nöges, T., Pihu, E., Kangur, K., Kangur, A., & Kisand, V. (1998). Characterization of Lake Võrtsjärv. *Limnologica*, 28(1), 3-11. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(98\)80002-0](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(98)80002-0)

Hansson, L., Gustafsson, S., Rengefors, K., & Bomark, L. (2007). Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52(7), 1290-1301. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01763.x>

Hauenstein, E., & Ramírez, C. (1986). The influence of salinity on the distribution of *Egeria densa* in the Valdivia River basin, Chile. *Archiv für Hydrobiologie*, 192, 1-9.

Herzig, A. (1979). The zooplankton of the open lake. En H. Löffler (Ed.), *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe*, Monographiae Biologicae, Vol. 37, 281–335.

Hopkinson, C. S., & Vallino, J. (1995). The relationships among man's activities in watersheds and estuaries: A model of runoff effects on patterns of estuarine community metabolism. *Estuaries*, 18(4), 598–621. <https://doi.org/10.2307/1352465>

Houssou, A., Montchowui, E., & Agossou, C. (2008). *Brachionus falcatus* and *Platytias patulus* indicating organic pollution in Ouémé River's basin, Republic of Benin. *International Journal of Aquatic Biology*, 6(5), 258-264.

Huisman, J., Matthijs, H. C. P., & Visser, P. M. (2005). *Harmful cyanobacteria*. Dordrecht: Springer.

Jeppesen, E., Jensen, P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., & Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness, and biodiversity in Danish lakes: Changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45, 201–218. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00681.x>

Jeppesen, E., Nõges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nõges, T., Tiina, K., Blank, K., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., Sayer, C., Lauglaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R., & Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: A scientifically based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676(1), 279–297. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0712-2>

Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J. E., Søndergaard, M., Hoffmann, C. C., Andersen, H. E., Lauridsen, T. L., Liboriussen, L., Meerhoff, M., Beklioglu, M., & Özen, A. (2011). Climate change effect on nitrogen loading from catchment in Europe: Implications for nitrogen retention and ecological state of lakes and adaptations. *Hydrobiologia*, 663, 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0565-7>

Jespersen, A.-M., & Christoffersen, K. (1987). Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie*, 109: 445–454.

Jiang, X., Li, Q., Liang, H., Zhao, S., Zhang, L., Zhang, L., Zhao, Y., Chen, L., Yang, W., & Xiang, X. (2013). Clonal variation in growth plasticity within a *Bosmina longirostris* population: The potential for resistance to toxic cyanobacteria. *PLOS ONE*, 8(9), e73540. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073540>

Kalff, J. (2002). *Limnology*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

Karabin, A. (1985). Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekologia Polska*, 33, 567-616.

Kjerfve, B. (1994). Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B., Ed., *Coastal Lagoon Processes*, Elsevier Oceanographic Series, Amsterdam, 1-8.

Knoppers, B. (1994). Aquatic primary production in coastal lagoons, in: Kjerfve, B. (Ed.) Coastal lagoon processes. Elsevier Oceanography Series, 60, 243-286. [http://dx.doi.org/10.1016/s0422-9894\(08\)70014-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0422-9894(08)70014-x)

Kruk, C., Martínez, A., Martínez de la Escalera, G., Trinchin, R., Manta, G., Segura, A., Piccini, C., Brena, B., Fabiano, G., Pérez, M., Gabito, L., Alcántara, I., & Yannicelli, B. (2019). Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *INNOTEC*, 36–68. <https://doi.org/10.26461/18.06>

Lamparelli, M. (2004). Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento (Tesis de doctorado). Universidad de San Pablo.

Lampert, W., & Sommer, U. (2007). *Limnoecology* (2nd ed). Oxford University Press. 162–180.

Lance, J. (1963). The salinity tolerance of some estuarine planktonic copepods. *Limnology and Oceanography*, 8(4), 440-449. <https://doi.org/10.4319/lo.1963.8.4.0440>

Lescano, C. (2023). Aporte de nutrientes desde la cuenca a la Laguna de Rocha, Uruguay: Monitoreo, modelado y conocimientos ecológicos locales [Tesis de maestría, Facultad de Ingeniería].

Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Loyoza, J. P., Perdomo, C., & Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *INNOTEC*, 13, 78-91. <https://doi.org/10.26461/13.08>

Li, Y., Shang, J., Zhang, C., Zhang, W., Niu, L., Wang, L., & Zhang, H. (2021). The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of The Total Environment*, 768, 144582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144582>

Machado, I., (2013). Condición nutricional en larvas de peces y su relación con la disponibilidad y calidad del alimento en un estuario de la costa uruguaya". Tesis de maestría, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias – PEDECIBA.

Machado, I., Calliari, D., Denicola, A., & Rodríguez-Graña, L. (2017). Coupling suitable prey field to in situ fish larval condition and abundance in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 187, 31-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.12.021>

Machado, I., Rodríguez-Gallego, L., Lescano, C., & Calliari D. (2021). Species-specific traits and the environment drive ichthyoplankton fluxes between an intermittently closed-open lagoon and adjacent coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 261,107549. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107549>.

Martínez, A., & Ortega, L. (2001). Comunidades fitoplanctónicas al NE de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), Montevideo, Uruguay.

Martínez, M., Rodríguez-Graña, L., Santos, L., Denicola, A., & Calliari, D. (2017). Oxidative damage and vital rates in the copepod *Acartia tonsa* in subtropical estuaries with contrasting anthropogenic impact. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 487, 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.09.002>

Martínez, M., Rodríguez-Graña, L., Santos, L., Denicola, A., & Calliari, D. (2020). Long-term exposure to salinity variations induces protein carbonylation in the copepod *Acartia tonsa*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 526, 151-337. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151337>

May, L., & O'Hare, M. (2005). Changes in rotifer species composition and abundance along a trophic gradient in Loch Lomond, Scotland, UK. *Hydrobiologia*, 546, 397-404. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1005-3>

McCauley, E. (1984). The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. En J. A. Downing & F. H. Rigler (Eds.), *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell Scientific Publication

Meerhoff J, Audet T, Davidson L, De Meester S, Hilt S, Kosten S, Liu Z, Mazzeo N, Paerl H, Scheffer M & Jeppesen E (2022). Feedback between climate change and eutrophication: Revisiting the allied attack concept and how to strike back. *Inland Waters*, 12(2), 187–204. <https://doi.org/10.1080/20442041.2022.2029317>

Méndez, S. M. (2005). Fitoplancton tóxico en ambiente marino y estuarino en Uruguay. En *Animales ponzoñosos y toxinas biológicas* pp. 259-270. FEFMUR, Montevideo, Uruguay.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. World Resources Institute. Washington, DC

Milessi, A. C., Calliari, D., Rodríguez-Graña, L., Conde, D., Sellanes, J., & Rodríguez-Gallego, L. (2010). Trophic mass-balance model of a subtropical coastal lagoon, including a comparison with a stable isotope analysis of the food web. *Ecological Modelling*, 221(24), 2859–2869. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.09.020>

Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 363, 659–666. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2176>

Moss, B., Kosten, S., Meerhoff, M., Battarbee, R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens, K., Lacerot, G., Liu, Z., De Meester, L., Paerl, H., & Scheffer, M. (2011). Allied attack: Climate change and nutrient pollution. *Inland Waters*, 1, 101–105. <https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359>

Naiman, R., Decamps, H., & McClain, M. (2005). *Riparia: Ecology, conservation and management of streamside communities*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012663315-3/50003-4>

Nichols M. M. & G. Allen. (1981). Sedimentary processes in Coastal Lagoons In: UNESCO Coastal lagoon research present and future *Tech Papers in Mar Sci* 33, 27-80.

Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L., & Di Minin, E. (2016). Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17, 172–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.01.007>

OCDE. (1982). *Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*. Paris: Organisation de coopération et de développement économiques. 164pp.

Pace, M. L., & Orcutt, J. D. Jr. (1981). The relative importance of protozoans, rotifers, and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*, 26(5), 822–830. <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.5.0822>

Paerl, H., & Huisman, J. (2008). Blooms like it hot. *Science*, 320, 57–58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>

Paerl, H. W. (2017). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a climatically more extreme world: Management options and research needs. *Journal of Plankton Research*, 10, 1–9.

Pal, S., Kumar-Patra, A., & Chakraborty, K. (2015). Prospect of *Brachionus calyciflorus*, a holoplankton for its potential bioindicator property: A review. *International Journal of Recent Scientific Research*, 6, 7603-7608.

Pavlidou, A., Simboura, N., Rousselaki, E., Tsapakis, M., Pagou, K., Drakopoulou, P., Assimakopoulou, G., Kontoyiannis, H., & Panayotidis, P. (2015). Methods of eutrophication assessment in the context of the Water Framework Directive: Examples from the Eastern Mediterranean coastal areas. *Continental Shelf Research*, 108, 156-168. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.05.013>

Pereira, R., Soares, A., Ribeiro, R., & Gonçalves, F. (2002). Assessing the trophic state of Linhos Lake: A first step towards ecological rehabilitation. *Journal of Environmental Management*, 64(3), 285-297. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0494>

Pérez, M. C., Bonilla, S., De León, L., Smarda, J., & Komarek, J. (1999). A bloom of *Nodularia baltica-spumigena* group (Cyanobacteria) in a shallow coastal lagoon of Uruguay, South America. *Algological Studies*, 93, 91-101.

Pinilla, G. (2000). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia*. Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano.

Pinilla, G. A., Duarte-Coy, J., & Vega-Mora, L. (2010). Índice de estado limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del canal del dique, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(2), 169-188.

Ramachandra, T. V., Ramanan, R., & Karthick, B. (2006). *Zooplankton as bio-indicators: Hydro-biological investigations in selected Bangalore lakes using zooplankton as bio-indicators (Technical Report No. 115)*. Ministry of Science and Technology, Government of India. <https://doi.org/10.13140/2.1.3941.9849>

Ramner, M. (1934). Die Cladoceren der "Meteor" Expedition. *Wissenschaftliche Ergebnisse der Deutschen Atlantischen Expedition auf dem Forschungs- und Vermessungsschiff "Meteor", 1925-1927*, 12(1), 111-121.

Resolución Ministerial 1185/2016). (SNAP; Ley 17.234 de 2000) (IBA – Laguna de Rocha (UY019).

Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*, 250–292. New York: Cambridge University Press.

Rodríguez-Gallego L., Santos C., Amado S., Gorfinkel D., González MN., Gómez J., Neme C., Tommasino H & D Conde (2008). Costos y beneficios socioeconómicos y ambientales del

uso actual de la Laguna de Rocha y su cuenca: insumos para la gestión integrada de un área protegida costera. Programa de Desarrollo Tecnológico - Informe final del Proyecto PDT 36-09.

Rodríguez-Gallego L., Meerhoff E., Clemente JM & D Conde (2010). Can ephemeral proliferations of submerged macrophytes influence zoobenthos and water quality in coastal lagoons? *Hydrobiologia* 646:253–269. [10.1007/s10750-010-0185-z](https://doi.org/10.1007/s10750-010-0185-z)

Rodríguez-Gallego L, Achkar M & D Conde (2012). Land suitability assessment in the catchment area of four Southwestern Atlantic coastal lagoons: multicriteria and optimization modeling. *Environmental Management* 50:140–152.

Rodríguez-Gallego L., Sabaj V., Masciardi S., Kruk C., Arocena R & D Conde (2015). Salinity as a major driver for submerged aquatic vegetation in coastal lagoons: a multi-year analysis in the subtropical Laguna de Rocha. *Estuaries and Coasts* 38:451–465,

Rodríguez-Gallego L., Achkar M., Defeo O., Vidal L., Meerhoff E & D Conde (2017). Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, pp. 116-126.

Rodríguez-Gallego L, Calvo C, de León G, Castagna A, Cabrera Lamanna L, Costa S, González L & Meerhoff, M (2020). Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Montevideo, Uruguay: Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp

Rodríguez-Graña L., Calliari D., & Conde, Sellanes D & Urrutia R, (2008). Food web of a SW Atlantic shallow coastal lagoon: Spatial environmental variability does not impose substantial changes in the trophic structure. *Marine Ecology Progress Series*. 362. 69 - 83. [10.3354/meps07401](https://doi.org/10.3354/meps07401).

Roselli, L., Canedo-Argüelles, M., Costa Goela, P., Cristina, S., Rieradevall, M., D'Adamo, R., & Newton, A. (2013). Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.11.015>

Ruibal, M. (2018). Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico “prevención de la eutrofización” en un predio agrícola-ganadero, en la cuenca de la Laguna de Rocha (Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado). Universidad de la República, Uruguay.

Ruttner-Kolisko A. (1977). Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie* 8: 71-76.

Salas, H., & Martino, P. (2001). Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales (No. OPS/CEPIS/PUB/01). OPS.

Schallenberg, M., Larned, S. T., Hayward, S., & Arbuckle, C. (2010). Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal

lakes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86(4), 587-597. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.001>

Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Beaty, K. G., Lyng, M., & Kasian, S. E. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(32), 11254–11258. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>

Segers, H., & De Smet, W. H. (2008). Diversity and endemism in Rotifera: A review, and *Keratella Bory de Saint-Vincent*. En W. Foissner (Ed.), *Protist diversity and geographic distribution*, 303–316. *Biodiversity and Conservation*, 17. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9297-6>

Serafim-Junior, M., Perbiche-Neves, G., Brito, L., Ghidini, A. R., & Casanova, S. M. C. (2010). Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 100(3), 233-241. <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212010000300008>

Shurin, J. B., Havel, J. E., Leibold, M. A., & Pineda-Alou, B. (2000). Local and regional zooplankton species richness: A scale-independent test for saturation. *Ecology*, 81(11), 3062-3073. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[3062:LARZSR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[3062:LARZSR]2.0.CO;2)

Sieburth, J. McN., Smetacek, V., & Lenz, J. (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*, 23, 1256–1263. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.6.1256>

Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100, 169-201.

Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: Where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay (2016). Plan de manejo - Paisaje protegido Laguna de Rocha.

Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay. (2018). Plan de manejo - Área de manejo de hábitats y/o especies Cerro Verde e Islas de la Coronilla. Agosto

Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (1969). *Biometry: The principles and practices of statistics in biological research* (776 pp.). W. H. Freeman.

Sourav, P., & Calliari, D. (2016). Salinity and temperature tolerances of *Neomysis americana* (Crustacea: Mysida) sub-adults: Perspectives on vulnerability and distribution in South America. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 373–378. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.10.004>

Stamou, G., Katsiapi, M., & Moustaka-Gouni, M. (2019). Trophic state assessment based on zooplankton communities in Mediterranean lakes. *Hydrobiologia*, 844(1), 83-103. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3735-1>

Stemberger, R. S., & Gilbert, J. J. (1985). Body size, food concentration, and population growth in planktonic rotifers. *Ecology*, 66(4), 1151–1159. <https://doi.org/10.2307/1940541>

Stemberger, R. S., & Lazorchak, J. M. (1994). Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 2435–2447. <https://doi.org/10.1139/f94-242>

Strayer, D. L., Beighley, R. E., Thompson, L. C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G., & Naiman, R. J. (2003). Effects of land cover on stream ecosystems: Roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6(5), 407-423. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0175-0>

Tudurí, A., Pérez, L., Venturini, N., Rodríguez-Gallego, L., García-Rodríguez, F., González, L., Lescano, C., Costa, S., Del Puerto, L., & Bergamino, L. (2021). Trophic assessment in South American Atlantic coastal lagoons: Linking water, sediment and diatom indicators. *Marine Pollution Bulletin*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112119>

Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10, 109–122.

Vandish, O. I. (2000). Zooplankton as an indicator of lake ecosystem conditions: Case study of subarctic Lake Imandra. *Water Resources*, 27(3): 328–334.

Verrastro Viñas, N., & Rodríguez-Gallego, L. (2019). Análisis de escenarios de usos del suelo mediante modelación multicriterio espacialmente explícita: Una herramienta para el manejo costero integrado. *Pampa*, 20: 97–119.

Vidal Madalena, V. (2019). Dinámica espacio-temporal de medusas y ctenóforos, y su relación con las condiciones ambientales en la Laguna de Rocha y mar adyacente, Uruguay (Tesis de grado). Universidad de la República (Uruguay), Facultad de Ciencias.

Vidal Madalena, V. M., Dutto, M. S., & Machado Baranzano, I. (2021). First record of the non-native medusa *Blackfordia virginica* (Hydrozoa, Leptomedusae) on the coast of Uruguay, Southwestern Atlantic. *Ocean & Coastal Management*.

Viñas, M. D., Ramírez, F. C., Santos, B. A., et al. (2007). Spatial and temporal distribution patterns of Cladocera in the Argentine Sea. *Hydrobiologia*, 594, 59–68. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9077-2>

Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity, and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9(4), 329-357. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(199807/09\)9:4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(199807/09)9:4)

Vollenweider, R. A., & Kerekes, J. J. (Eds.). (1982). *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control*. OECD

Western, D. (2001). Human-modified ecosystems and future evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98, 5458–5465. <https://doi.org/10.1073/pnas.101080098>

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). San Diego, United States of America: Academic Pres.

Whitman, R. L., Nevers, M. B., Goodrich, M. L., Murphy, P. C., & Davis, B. M. (2004). Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators*, 4(4), 277-286. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.08.001>

Woodward, G., Gessner, M., Giller, P., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., Mckie, B., Cariss, H., Dobson, M., Elosegí, A., Ferreira, V., Graça, M., Fleituch, T., Lacoursière, J., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., & Chauvet, E. (2012). Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science*, 336(6087), 1438-1440. <https://doi.org/10.1126/science.1219534>

## 11. ANEXO

**Tabla 1.** Variables ambientales (Profundidad, Temperatura, pH, Salinidad, oxígeno disuelto (OD), Turbidez, clorofila a (CLO a), Materia orgánica en suspensión (MO suspensión), Fósforo total (PT), Nitrógeno total (ND) de las estaciones de muestreo de la cuenca de la LR indicando a que sistema acuático pertenecen.

Estaciones	Sistema	Profundidad (m)	Temperatura (°C)	pH	Salinidad	OD (ug/L)	Turbidez (NTU)	CLO a (ug/L)	MO suspensión (mg/L)	PT (ug/L)	NT (ug/L)	
ROCHA TOMA OSE	ARROYO	0,50	21,31	6,92	0,10	8,44	23,30	0,0	5,30	41,90	354,47	
ROCHA RUTA 9	ARROYO	0,50	21,96	6,98	0,10	8,28	33,20	3,40	5,30	94,10	861,25	
LAS CONCHAS RUTA 15	ARROYO	0,28	23,65	7,33	0,10	5,21	26,90	1,0	4,0	237,20	569,21	
LA PALMA RUTA 15	ARROYO	0,70	23,76	7,15	0,10	8,27	39,40	17,0	12,30	478,50	1430,46	
	NORTE	LAGUNA	0,90	23,90	7,96	18,30	7,22	132,0	12,20	42,90	166,80	932,75
	CENTRO	LAGUNA	1,40	20,20	7,80	19,10	7,12	52,8	4,10	14,10	106,0	731,53
	SUR	LAGUNA	1,10	20,90	7,89	18,30	7,79	85,4	6,80	14,30	111,90	702,79
MAR BOCA LAGUNA	OCÉANO	-	22,60	8,10	31,75	-	-	7,90	5,60	54,90	546,56	
MAR LA SERENA	OCÉANO	-	22,60	8,20	31,90	-	-	10,80	5,20	58,90	514,10	

**Tabla 2.** Puntos de muestreo (códigos de referencia de cada punto) de la cuenca de la LR, con el nombre donde se tomaron las muestras y las coordenadas de referencia.

Puntos	Observaciones	Coordenadas
RA1702-1	Arroyo Rocha, toma de agua usina Rocha	34°27'38.60"S/54°20'49.01"O
RA1702-2	Arroyo Rocha, puente ruta 9	34°31'80.24"S/54°20'53.71"O
RA1702-3	Arroyo Las Conchas, puente ruta 15	34°30'54.04"S/54°15'01.16"O
RA0702-4	Arroyo La Palma, puente ruta 15	34°35'10.47"S/54°10'44.16"O
RE1702-5	Punto al norte de la Laguna	34°31'34.50"S/54°17'07.90"O
RE1702-6	Punto centro de la Laguna	34°38'41.00"S/54°17'44.00"O
RE1702-7	Punto al sur de la Laguna	34°39'50.80"S/54°15'16.60"O
RM1702-8	Mar, boca de la Laguna	34°41'05.20"S/54°16'00.90"O
RM1702-9	Mar, La Serena	34°39'52.00"S/ 54°12'03.10"O

**Tabla 3.** Ecuaciones de regresión largo-peso seco para organismos pertenecientes a los grupos Cladóceros, Copépodos y Otros, basadas en datos tomados de la literatura indicada.

<b>Especies</b>	<b>Ecuación</b>	<b>Autor</b>
<b>Cladóceros</b>		
<i>Pseudoevadne tergestina</i>	$W = 2.77L^{-17.27}$	Joel K. Llopiz et al. (2008)
<i>Bosmina hagmanni</i>	$W = 11,930 L^{2,680}$	Maia Barbosa and Bozelli (2005)
<i>Podon sp.</i>	$W = 3.90 L^{10.12}$	Uye, Si. (1982)
<i>Pleuroxus sp.</i>	$W = 35,6 L^{4,03}$	Dumont et al. (1975)
<i>Macrothrix sp.</i>	$W = 17,288 L^{3177}$	Azevedo et al. (2012)
<i>Penilia avirostris</i>	$\log DW = 4.99 \log L - 13.77$	Uye, Si. (1982)
<b>Copépodos</b>		
<i>Acartia tonsa</i>	$DW = 1,579 \times 10^{-8} BL^{2,761}$	Koichi Ara (2001)
<i>Euterpina Acutifrons</i>	$DW = 1,389 \times 10^{-8} BL^{2,567}$	Koichi Ara (2001)
<i>Copepodito</i>	$DW = 1,10 \times 10^5 L^{1,89}$	Dumont et al. (1975)
<i>Corycaeus sp.</i>	$\ln W = 1.701 \ln L - 9.92$	L.A. Chisholm and J. C. Roff (1990)
<i>Oithona sp.</i>	$\log W = 1,84 \log L - 4.84$	Uye, Si. (1982)
<i>Paracalanus sp.</i>	$\log DW = 2.738 * \log PL - 6.934$	(Mauchline 1998)
<i>Nauplios</i>	$W = 1.10 \times 10^{-5} L^{1.89}$	Dumont et al. (1975)
<b>Otros</b>		
<i>Larva molusco bivalvo</i>	$W = 2 \times 10^{-3} L^{3,128}$	Tomado de Protocolo zooplancton Ecología Funcional 2012
<i>Larva zoea</i>	Estimado con uso de tabla y fotos	D. Lemos et al. (2000)
<i>Larva cirripedia</i>	Estimado en estudio anterior	Tomado de Protocolo zooplancton Ecología Funcional 2012
<i>Larva de poliqueto</i>	Estimado en estudio anterior	Tomado de Protocolo zooplancton Ecología Funcional 2012
<i>Medusa</i>	Estimado en estudio anterior	Tomado de Protocolo zooplancton Ecología Funcional 2012
<i>Noctiluca</i>	$BV(\mu m^3) - 1,98 \cdot 10^{-3}$	Tada 2000

