



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
CARRERA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**RESPUESTAS A LA REMOCIÓN PARCIAL DE PECES EXÓTICOS EN LA  
ESTRUCTURA DEL ZOOPLANCTON Y DEL FITOPLANCTON EN LAGUNAS DE LA  
MESETA DEL LAGO STROBEL (ESTEPA PATAGÓNICA)**

Tesista: Lautaro Eliseo Palacio

Directora: Dra. Irina Izaguirre

Codirector: Dr. Julio Lucio Lancelotti

Lugar de trabajo: Laboratorio de Limnología - Departamento de Ecología, Genética y Evolución – Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad de Buenos Aires

TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Diciembre 2023

Dra. Irina Izaguirre

Dr. Julio Lancelotti

Lautaro Palacio

## Índice

<b>Índice</b> .....	2
<b>Resumen</b> .....	3
<b>Abstract</b> .....	4
<b>Introducción</b> .....	5
Objetivos e hipótesis. ....	10
<b>Materiales y Métodos</b> .....	11
Área de estudio. ....	11
Muestreos y análisis de las muestras.....	15
Trabajo de campo .....	15
Zooplancton .....	16
Fitoplancton.....	17
Comparación con muestras recolectadas en campañas previas a la remoción .....	18
Análisis de la información obtenida .....	19
<b>Resultados</b> .....	20
Caracterización limnológica de las lagunas.....	20
Zooplancton .....	22
a) Variaciones en la biomasa .....	22
b) Variaciones en la abundancia .....	24
c) Composición del zooplancton.....	26
d) Distribución de tallas del zooplancton.....	29
e) Análisis estadísticos .....	33
Fitoplancton.....	34
a) Biovolumen y abundancia de los grupos fitoplanctónicos.....	34
b) Biovolumen y abundancia de los grupos funcionales fitoplanctónicos.....	37
<b>Discusión</b> .....	41
Caracterización limnológica de las lagunas.....	41
Zooplancton .....	42
Fitoplancton.....	48
<b>Conclusiones</b> .....	51
<b>Financiamiento</b> .....	53
<b>Agradecimientos</b> .....	53
<b>Referencias bibliográficas</b> .....	54

## Resumen

La meseta basáltica del Lago Strobel (Santa Cruz, Argentina) alberga cientos de lagunas poco profundas que carecían naturalmente de peces. En las últimas décadas algunas de ellas fueron sembradas con trucha arcoíris para acuicultura y pesca deportiva. Estudios previos mostraron que la trucha ejerce efectos sustanciales en los ecosistemas acuáticos, alterando la estructura de las comunidades planctónicas (reducción de las tallas, biomasa y abundancia del macrozooplancton y, por un efecto en cascada, aumento del biovolumen del fitoplancton y disminución de la cobertura vegetal acuática). Además, la introducción de truchas ha sido señalada como una de las potenciales causas de la declinación del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*), ave endémica de Santa Cruz, actualmente en peligro de extinción. A su vez, las lagunas de la región también están sufriendo el descenso en su nivel hidrométrico, debido a la reducción de las precipitaciones. En los últimos años se llevaron a cabo remociones importantes (parciales) de truchas en algunas lagunas, con el fin de evaluar la capacidad de recuperación de los cuerpos de agua. El objetivo de esta tesis fue analizar las respuestas a la remoción de truchas en tres lagunas de la meseta del Lago Strobel sobre el zooplancton, el fitoplancton y los principales parámetros limnológicos. Se planteó que la remoción provocaría la recuperación de las características típicas los lagos de esta región que carecen de peces (mayor rango de tallas, biovolumen y abundancia del macrozooplancton y una menor biomasa del fitoplancton con una menor representatividad de los grupos típicos de ambientes eutróficos). Para ello, en febrero de 2023, se muestrearon y analizaron las comunidades del zoo y del fitoplancton y algunas de las principales variables limnológicas, en tres lagunas de la meseta con historias de remoción de truchas contrastantes. Los datos obtenidos se compararon con datos previos a la remoción de truchas. Los resultados evidenciaron una tendencia de incremento en las tallas del macrozooplancton luego de la remoción, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas. Respecto a las variaciones de la biomasa y abundancia de los diferentes grupos del macrozooplancton, y de los rotíferos, no se distinguió una gran tendencia y los análisis estadísticos tampoco evidenciaron diferencias significativas. En lo que respecta a la comunidad fitoplanctónica, las respuestas fueron contrarias a lo esperado, con un gran aumento del biovolumen del fitoplancton y de los grupos funcionales típicos de lagunas eutróficas, probablemente debido a la disminución del nivel hídrico, ocasionado por la sequía. De hecho, se observó una importante disminución del área de algunas de las lagunas, acompañada de una gran disminución de la cobertura de macrófitas. Este trabajo proporciona información de base fundamental en el marco de un estudio de mediano y largo plazo para analizar cambios en las comunidades como efecto de la remoción de truchas. En este contexto, los resultados son la primera evidencia sobre estos procesos. No obstante,

estos resultados son preliminares y es necesario llevar a cabo investigaciones más exhaustivas en el futuro para obtener conclusiones más claras, las cuales serán cruciales para la conservación de estos cuerpos de agua.

**Abstract:**

RESPONSES TO THE PARTIAL REMOVAL OF EXOTIC FISH IN THE STRUCTURE OF ZOOPLANKTON AND PHYTOPLANKTON IN SHALLOW LAKES OF LAKE STROBEL PLATEAU (PATAGONIAN STEPPE)

The basaltic plateau of Lake Strobel (Santa Cruz, Argentina) hosts hundreds of shallow lakes that naturally lack fish. Nevertheless, over the last decades, some of these lakes were stocked with rainbow trout for aquaculture and sport fishing. Previous studies have demonstrated that trout exert substantial effects on aquatic ecosystems, altering the structure of planktonic communities (reducing sizes, biomass, and abundance of macrozooplankton and, through a cascading effect, increasing phytoplankton biovolume and decreasing aquatic plant cover). Furthermore, the introduction of trout has been identified as one of the potential causes of the decline of the Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*), an endemic bird of Santa Cruz, currently in danger of extinction. Simultaneously, the lakes in the region are experiencing a decrease in their water levels due to reduced precipitation. In recent years, important (partial) removals of trout were carried out in some fish-stocked lakes, in order to assess the the water bodies' recovery capacity. The aim of this thesis was to analyze the responses to trout removal in three lakes on the Strobel plateau concerning zooplankton, phytoplankton, and the main limnological parameters of the water bodies. The hypothesis was that removal would lead to the recovery of typical characteristics of fishless lakes in this region (greater size range, biovolume, and abundance of macrozooplankton, and lower phytoplankton biomass with a lower representation of typical groups of eutrophic environments). To achieve this, in February 2023, zoo and phytoplankton communities and some of the main limnological variables were sampled and analyzed in three plateau lakes with contrasting trout removal histories. The data obtained were compared with pre-trout removal data. The results showed a trend of increase in the size of macrozooplankton, although differences were not statistically significant. Regarding the variations in the biomass and abundance of different groups of macrozooplankton, and rotifers, no clear trend was distinguished and the differences were not statistically significant either. Regarding the phytoplankton community, responses were contrary to expectations, showing a significant increase in phytoplankton biovolume and functional groups typical of eutrophic lakes, likely due to the water level decrease caused by drought. In fact, an important decrease in the area of some lakes was observed, accompanied by a substantial reduction in macrophyte

coverage. This study provides essential foundational information within the framework of a medium to long-term investigation into community changes resulting from the removal of trout. In this context, the results represent the first evidence of these processes. However, these results are preliminary and future investigations are needed in order to obtain clearer conclusions, which will be crucial for the conservation of these water bodies.

## **Introducción**

La Estepa Patagónica es una de las regiones áridas más grandes de América del Sur, cubriendo una superficie de 573.674 km<sup>2</sup> (Matteucci, 2012). Esta región recibe menos de 300 mm de precipitaciones anuales, representando una de las extensiones más áridas del país (Cabrera, 1994). Los lagos de esta región generalmente son pocos profundos, y en contraste con los lagos de la Patagonia Andina, los de la estepa tienen mayores valores de conductividad, de amonio (Díaz et al., 2000) y de productividad (Quirós y Drago, 1999; Díaz et al., 2007).

En la zona austral de la Estepa Patagónica, a lo largo de su eje latitudinal, existe un gran sistema de mesetas basálticas formadas durante los períodos Mioceno-Plioceno (Panza y Franchi, 2002). Estas mesetas presentan un gran número de depresiones naturales que acumulan el agua de las precipitaciones y del derretimiento de la nieve, formando un complejo sistema de lagunas, generalmente poco profundas, con una importante diversidad morfométrica y limnológica (Lancelotti, 2009). Estos cuerpos de agua representan un importante reservorio de agua para la región, dado que brindan una de las pocas fuentes de agua para una gran diversidad de organismos. Además, constituyen los principales hábitats de alimentación y reproducción de varias especies de aves acuáticas (Scott y Carbonell, 1986; Canevari et al., 1998; Imberti, 2005a; Imberti, 2005b; Lancelotti et al., 2009b), incluidas especies endémicas y amenazadas como el Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi* Rumboll 1974), catalogado como en peligro crítico de extinción a nivel mundial (Bird Life International, 2016; Roesler, 2016). Estas lagunas naturalmente carecen de peces (Lancelotti et al., 2009a; Lancelotti et al., 2016), pero en las últimas décadas, algunas de ellas, fueron sembradas con una especie exótica, la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*

Walbaum 1792) para acuicultura y pesca deportiva (Lancelotti et al., 2009a), sustentada por la oferta natural de alimento.

La introducción de peces es una de las principales causas de impacto en ambientes acuáticos a nivel mundial (Bahls, 1992; McNaught et al., 1999; Schabetsberger et al., 2009; Schilling et al., 2009). A nivel global existe un considerable número de trabajos publicados sobre la introducción de salmónidos que demuestran cómo se alteran las cadenas tróficas por depredación y competencia (Crowl et al., 1992; Townsend, 1996; McDowall, 2003; McDowall, 2006; Soto et al., 2006; Macchi et al., 2007; Habit et al., 2010; Correa et al., 2012), modificando la estructura de las comunidades acuáticas.

Los peces son predadores visuales, lo que significa que predan preferentemente sobre zooplancton ópticamente conspicuo, de gran tamaño y color (Brooks y Dodson, 1965). Por lo tanto, la introducción de peces exóticos, en particular en cuerpos de agua naturalmente sin peces, puede alterar el rango de tallas y composición del zooplancton por la depredación selectiva de los taxones más visibles (Tiberti et al., 2014a; Tiberti et al., 2014b). Además, la predación por parte de peces principalmente planctívoros sobre el zooplancton puede provocar una reducción del pastoreo sobre el fitoplancton y, por efecto en cascada, puede desencadenar un aumento de la biomasa de algas (Carpenter et al., 1985; Pace et al., 1999), provocando que estos cuerpos de agua alcancen un régimen de aguas turbias orgánicas, con ausencia de macrófitas. En efecto, a partir de la teoría de estados alternativos en lagunas (Jeppesen et al., 1990; Scheffer et al., 1993; Scheffer, 2009) se sabe que la vegetación acuática arraigada sumergida aumenta la claridad del agua, porque brinda refugio al zooplancton, favoreciendo pastoreo de algas por parte de esta comunidad. A su vez, las macrófitas reducen la resuspensión de sedimentos, facilitan la sedimentación de la materia en suspensión, compiten (junto con el perifiton) por los nutrientes y la luz con el fitoplancton y pueden excretar sustancias alelopáticas que limitan el crecimiento del fitoplancton.

En este sentido, trabajos de remoción de peces llevados a cabo en una laguna de Dinamarca han demostrado un cambio de estado turbio dominado por fitoplancton a un estado de aguas claras dominado por macrófitas sumergidas, obteniendo valores más bajos de clorofila y nutrientes totales (Søndergaard et al., 2017).

Además, se ha reportado que la presión por predación ejercida por los peces puede conducir a comunidades pelágicas compuestas por cladóceros y copépodos (macrozooplancton) de pequeño tamaño, pero con altas densidades de rotíferos (fracción de menor tamaño del zooplancton) (Hobæk et al., 2002). Los cambios en la capacidad competitiva del macrozooplancton (en ecosistemas de agua dulce: zooplancton >200 µm) debido a la disminución de su tamaño corporal podrían ser la causa del aumento de la abundancia de los rotíferos (Hobæk et al., 2002) pertenecientes al microzooplancton (en ecosistemas de agua dulce: zooplancton >200 µm). En efecto, existe evidencia de que la presencia de macrozooplancton de gran tamaño, tales como grandes *Daphnia* (> 1,2 mm), puede limitar la abundancia de los rotíferos (Gilbert, 1988), debido a competencia e interferencia mecánica por los alimentos, incluso en condiciones limitantes (Maclsaac y Gilbert, 1991), pudiendo llegar a suprimir a los rotíferos.

En los lagos de la región de la Estepa Patagónica la siembra de peces exóticos (como la trucha arcoiris), ha provocado extinciones locales de especies de cladóceros, reducción del tamaño del zooplancton, alta abundancia de rotíferos y homogeneización general del sistema (Modenutti y Balseiro, 1994; Ortubay et al., 2006; Reissig et al., 2006); generando el empobrecimiento de la fauna de aves y anfibios, como es el caso de Laguna Blanca (Ortubay et al., 2006).

Específicamente, en las lagunas de las mesetas patagónicas, se encuentran zoopláncteres de gran talla, como *Daphnia* spp., *Parabroteas sarsi*, *Boeckella* spp. y anfípodos (*Hyalella* spp.), que representan potenciales presas para la trucha arcoíris (Lancelotti, 2009), al ser esta última un predador visual.

Estudios realizados en las lagunas de la Meseta del Lago Strobel (Santa Cruz, Argentina), área donde se desarrolló el presente trabajo, han evidenciado una mayor biomasa de fitoplancton y cianobacterias en lagunas sembradas con truchas (Izaguirre y Saad, 2014; Porcel, 2020). También se han encontrado diferencias significativas en el tamaño del macrozooplancton y la estructura de la comunidad entre las lagunas que no tenían peces y las que estaban sembradas con truchas, con una reducción significativa en el tamaño de *Daphnia* spp. y copépodos tales como *Boeckella* spp., y ausencia de anfípodos pelágicos en lagos con introducción de peces (Lancelotti et al., 2016). Cabe señalar que los anfípodos constituyen las principales presas de la trucha en esta región (Lancelotti et al., 2015). A su vez, las lagunas con peces mostraron una alta abundancia de rotíferos, fracción de menor tamaño del zooplancton (Porcel, 2020). Además, se observó una mayor abundancia y biomasa total de zooplancton y biomasa de macrozooplancton en las lagunas que no tienen peces (Izaguirre et al., 2018); en el mismo trabajo, a través de un análisis multivariado se observó que las muestras de los lagos sembrados con peces se asociaron con una mayor biomasa de fitoplancton y microzooplancton, respecto de lagunas sin peces, que se asociaron a mayores abundancias de macrozooplancton (Izaguirre et al., 2018).

Algunos estudios focalizados en la comunidad fitoplanctónica de lagos de esta región han incluido el análisis de la diversidad funcional (Izaguirre y Saad, 2014; Izaguirre et al., 2015; Saad et al., 2018; Porcel, 2020), ya que ésta proporciona información clave que une la función del ecosistema y la biodiversidad (ej. Weithoff, 2003; Schmera et al., 2009). Se suelen utilizar diferentes clasificaciones funcionales para analizar las comunidades fitoplanctónicas. Una de ellas es la clasificación propuesta por Salmaso y Padisák (2007), que se basa en las características morfológicas y funcionales propuestas por Weithoff (2003). En esta tesis se incluyó un análisis del fitoplancton basado en dicha clasificación funcional. Cabe señalar que estudios previos realizados en lagunas de las mesetas patagónicas (Saad, 2016; Saad et al., 2018; Porcel, 2020), denotaron el predominio de



grupos funcionales fitoplanctónicos característicos de estados eutróficos en lagunas sembradas con peces, que incluían a especies de cianobacterias coloniales, así como a otros organismos del rango de tamaño mayor a 20  $\mu\text{m}$  (ej. clorofitas y diatomeas) que resultan menos susceptibles a la presión de depredación.

A su vez, la trucha puede estar afectando negativamente al Macá Tobiano, dado que existe un solapamiento de las dietas de las dos especies debido a que ambas se alimentan de invertebrados acuáticos, principalmente anfípodos (Fjeldså, 1986; Lancelotti, 2009; Bandieri, 2011; Lancelotti et al., 2016). Por otra parte, la presencia de truchas tiene efectos indirectos sobre las características limnológicas, como el aumento de la turbidez y recirculación de nutrientes. Estos cambios pueden modificar el régimen del cuerpo de agua de un estado de aguas claras a un estado más turbio con declinación de las macrófitas sumergidas (*Myriophyllum quitense* Kunth 1823), que utilizan las aves para la nidificación. Por lo tanto, la introducción de truchas ha sido señalada como una de las potenciales causas de la declinación de esta especie (Roesler, 2016).

Por otro lado, las lagunas de la región también están sometidas a otro factor estresante, posiblemente asociado al cambio climático, que es el descenso en su nivel hidrométrico debido a la reducción en las precipitaciones en la región (Lancelotti et al., 2020; Izaguirre et al., 2018; Porcel et al., 2019).

El aumento de la explotación de estos ambientes, en combinación con los posibles efectos del cambio climático global, ha generado inquietudes en relación con la preservación de estos ambientes acuáticos (Lancelotti et al., 2010; Roesler et al., 2012). Esto ha llevado a la necesidad de disponer de herramientas para gestionar las actividades productivas y otros posibles factores de disturbio. Tanto la evaluación del estado de conservación de los entornos acuáticos como la creación de herramientas de gestión requieren información sobre los procesos ecológicos fundamentales que los rigen.

Analizar el efecto potencial de las truchas sobre la supervivencia del Macá tobiano ha sido uno de los principales objetivos del Proyecto Macá tobiano y la remoción de truchas

se encuentra entre una de las actividades prioritarias tanto para la mitigación como para la recuperación de ambientes para la especie. En este contexto, se han iniciado remociones de truchas en algunas lagunas de la meseta, acompañadas con estudios para evaluar el efecto de las mismas sobre las comunidades acuáticas. La realización de este seminario de licenciatura forma parte de estos estudios.

### Objetivos e hipótesis

Dado que los estudios previos evidenciaron que la siembra de truchas provoca cambios en la estructura del zooplancton y del fitoplancton, se plantea como principal pregunta si una importante remoción de truchas puede provocar la recuperación de las características típicas los lagos de esta región que carecen de peces (mayor rango de tallas del zooplancton y una menor biomasa del fitoplancton).

Objetivo: Analizar las respuestas de la remoción de truchas en tres lagunas de la meseta del Lago Strobel sobre la estructura del zooplancton y del fitoplancton.

Hipótesis 1: La remoción de truchas aumenta la abundancia, la biomasa y las tallas del macrozooplancton, dado que los peces son predadores visuales que consumen selectivamente a los zoopláncteres más grandes (del macrozooplancton), disminuyendo la presencia de rotíferos (microzooplancton), al aumentar la competencia por parte del macrozooplancton.

Predicción 1: se espera que en los lagos estudiados, donde se efectuó la remoción parcial de truchas, aumente la biomasa y la abundancia del macrozooplancton (total y de cada grupo que lo componen) y disminuyan ambas variables para los rotíferos (componentes del microzooplancton), en comparación con las condiciones antes de la remoción.

Predicción 1': se espera que en los lagos estudiados donde se efectuó la remoción parcial de truchas, aumenten las tallas del macrozooplancton.

Hipótesis 2: Por un efecto en cascada, la remoción de truchas promueve una disminución en el biovolumen y abundancia del fitoplancton debido a un aumento en la biomasa de zooplancton.

Predicción 2: se espera que en los lagos estudiados donde se efectuó una remoción parcial de truchas se observe un menor biovolumen de fitoplancton en comparación con las condiciones antes de la remoción.

Hipótesis 3: la remoción de peces provoca un cambio de los grupos funcionales del fitoplancton, generando una disminución del biovolumen y de la abundancia de los grupos típicos de ambientes más eutróficos y menos susceptibles a la depredación del zooplancton (algas más grandes).

Predicción 3: en los lagos estudiados, en los que se llevó a cabo una remoción de peces, se espera un cambio en la composición de grupos funcionales, con una menor representatividad de los grupos típicos de ambientes más eutróficos y del microfitoplancton (algas > 20  $\mu\text{m}$ ).

## **Materiales y Métodos**

### Área de estudio

El estudio se desarrolló en tres lagunas ubicadas en la meseta del Lago Strobel, situada en la región centro-oeste de la Provincia de Santa Cruz, en la estepa patagónica de Argentina (Fig. 1). Este entorno se caracteriza por su clima extremadamente frío y seco, con una precipitación media anual de alrededor de 300 mm y temperaturas que oscilan entre los -22,4 y 38,5°C (Lancelotti et al., 2020).

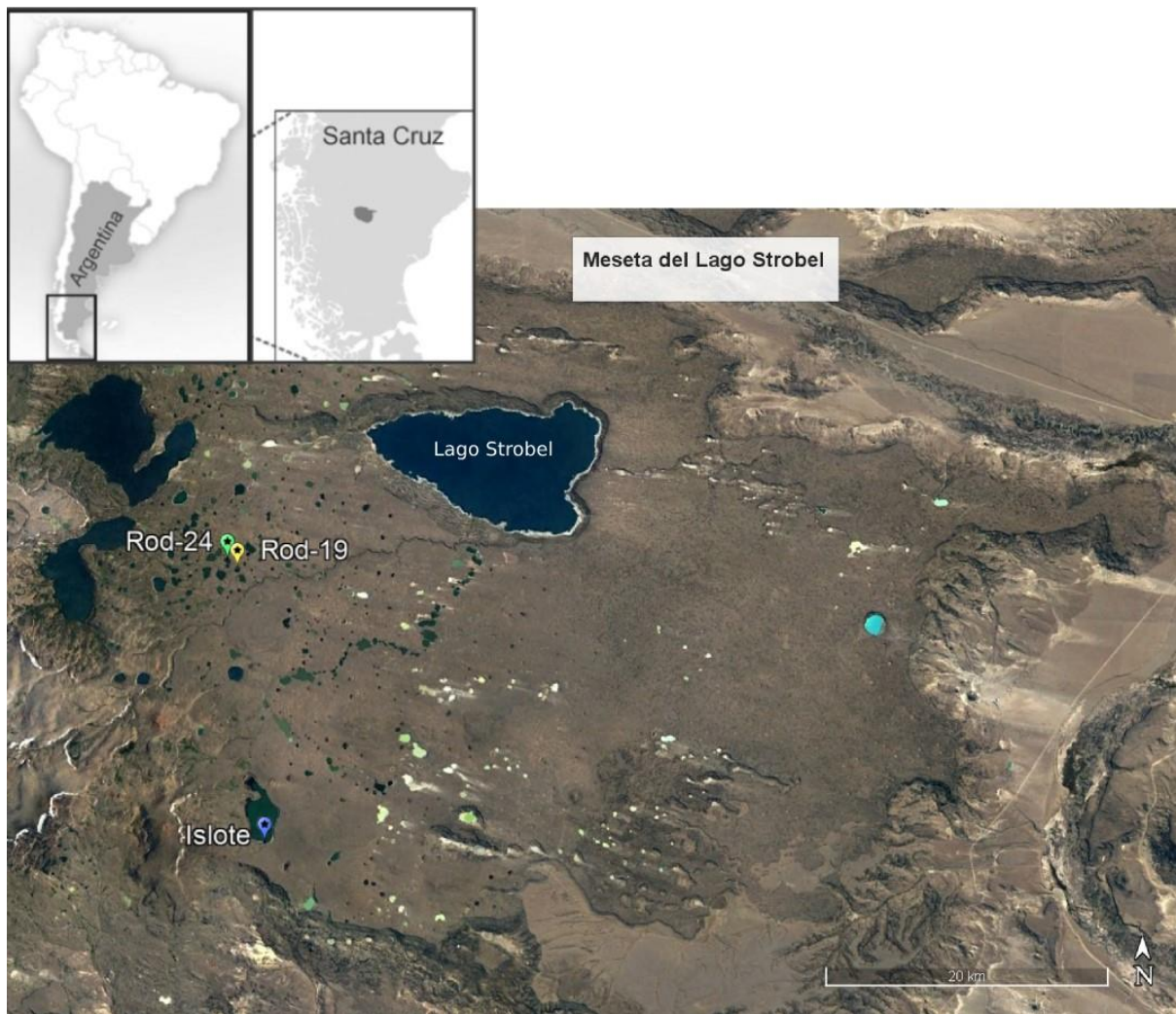


Figura 1: Posición geográfica de las lagunas estudiadas en la meseta del Lago Strobel de la provincia de Santa Cruz, Argentina. Mapa de la esquina izquierda superior adaptado de Porcel (2020).

La meseta del Lago Strobel abarca una superficie de aproximadamente 2500 km<sup>2</sup>, presentando una topografía relativamente uniforme. Esta meseta posee una ligera pendiente altitudinal, variando desde unos 1,200 m.s.n.m. en su parte occidental hasta alrededor de 700 m.s.n.m. en su sector oriental (Lancelotti et al., 2010).

Esta meseta basáltica, que se formó durante los períodos Mioceno-Plioceno (Panza y Franchi, 2002), posee una gran diversidad de lagunas en cuanto a características morfométricas y limnológicas, y son en su mayoría endorreicas (Lancelotti, 2009), originadas por el hundimiento del manto terrestre (Pereyra et al., 2002). Estas depresiones

naturales recolectan nieve en invierno y agua de lluvia durante el resto del año (Pereyra et al., 2002).

El régimen hídrico de las lagunas está mayormente determinado por el equilibrio entre la cantidad de precipitación y la tasa de evaporación (Paruelo et al., 1998), favorecida por la alta irradiancia y los intensos vientos del oeste, que generan una mezcla constante de las capas de agua, impidiendo la formación de termoclinas estables (Lancelotti, 2009).

El número de lagunas varía considerablemente dependiendo de las precipitaciones acumuladas, oscilando entre 700 y 2000 cuerpos de agua (Lancelotti, 2009; Lancelotti et al., 2020). La mayoría de estos cuerpos de agua son poco profundos y temporales, generalmente con menos de 5 metros de profundidad máxima, aunque también existen algunos más profundos (Lancelotti, op. cit.) y de gran área ( $>30 \text{ km}^2$ ) (Roesler, 2016). Las lagunas de menos de  $30 \text{ km}^2$  suelen congelarse superficialmente desde principios de otoño hasta finales de primavera (Izaguirre et al., 2018). La temperatura del agua varía entre unas décimas de grado centígrados sobre cero durante el invierno y más de  $13 \text{ }^\circ\text{C}$  durante los meses cálidos (Lancelotti, 2009).

Los cuerpos de agua de esta región son sistemas dinámicos con importantes cambios hidrológicos interanuales (Lancelotti et al., 2010; Lancelotti et al., 2020). Además, existe una gran diversidad de ambientes con diferentes regímenes: turbios inorgánicos, turbios orgánicos, pequeños vegetados, grandes vegetados y grandes sin vegetación (Porcel, 2020). Las lagunas turbias inorgánicas tienen alta conductividad, superando los  $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Porcel, 2020). Las lagunas turbias orgánicas, dominadas por fitoplancton, son eutróficas, con valores medios de clorofila "a" de  $11,54 \mu\text{g l}^{-1}$ , fósforo reactivo soluble de  $0,25 \text{ mg l}^{-1}$  y carbono orgánico disuelto de  $41,81 \text{ mg l}^{-1}$ . En estos cuerpos de agua, la presencia de macrófitas es escasa (Porcel, 2020). En los cuerpos de agua vegetados la cobertura de macrófitas sumergidas está dominada por la vulgarmente denominada "vinagrilla" (*Myriophyllum quitense*), que cubre entre un 15 y 30% de la superficie en las grandes lagunas (superficie  $> 5 \text{ ha}$  y aproximadamente  $16 \text{ m}$  de profundidad), mientras que

en las pequeñas (área < 5 ha) puede alcanzar casi en un 95% (Porcel, 2020). Las lagunas grandes no vegetadas, que incluyen a los cuerpos de agua de mayor superficie, usualmente son profundas y pueden contener algunos parches de vinagrilla, pero la cobertura nunca supera el 15% (Porcel, 2020).

En algunas lagunas sembradas con peces en los últimos años se llevaron a cabo remociones importantes de truchas (parciales), mediante el uso de redes (tipo agalleras) (Lancelotti com. pers.), con el fin de discernir el impacto de la introducción de truchas en la estructura de las comunidades acuáticas de las lagunas, de otros factores estresantes (como la disminución del nivel hídrico, mencionada en la introducción), y evaluar la capacidad de recuperación de los cuerpos de agua.

Para este trabajo se estudiaron tres de estas lagunas: Islote (48°39'28.4"S, 71°24'42.9"O), Rod-19 (48°30'03"S, 71°26'14.1"O), Rod-24 (48°29'42.8"S, 71°26'47.9"O) (Fig. 1). A estas tres lagunas se les realizó una remoción parcial de truchas (Tabla 1, datos proporcionados por Julio Lancelotti). En la laguna Islote, la remoción se realizó en 2017 y en las otras dos lagunas en 2021. Cabe señalar que las lagunas Islote y Rod-24 habían sido sembradas con truchas en años previos a la remoción (Lancelotti, com. pers.), pero la laguna Rod-19 nunca fue sembrada; dado que en esta última se observaron truchas, se asume que los peces capturados provinieron por rebalse de la laguna de Rod-24 durante el deshielo de alguna primavera, en la cual esta laguna tuvo un alto nivel hidrométrico (ya que ambas lagunas se encuentran muy cercanas). En cuanto a la laguna Islote, esta recibe el aporte de dos pequeños arroyos donde ocurrían eventos de reproducción de truchas arcoíris (Lancelotti com. pers), hasta que se instalaron rejas para evitar el acceso de las truchas a los arroyos. A pesar de ello, algunos muestreos exploratorios mediante redes agalleras evidenciaron que hubo eventos de reproducción en esta laguna (Lancelotti com. pers). Sin embargo, no es posible cuantificar la magnitud de tales eventos.

Cabe señalar que las lagunas que se pudieron muestrear para este trabajo no eran homogéneas entre sí en su área, siendo la laguna Islote más de cuarenta veces mayor que las otras dos (Tabla 1).

Por último, es importante mencionar que las lagunas de la meseta del Lago Strobel no son de fácil acceso debido a las dificultades que imponen la rusticidad de los caminos, las condiciones climáticas extremas (tales como los intensos vientos de oeste y bajas temperaturas) y la lejanía entre el campamento base y los sitios de muestreo.

*Tabla 1: Datos de la remoción de truchas en cada laguna estudiada brindados por Lancelotti (com. pers.).*

	Laguna		
	Islote	Rod-19	Rod-24
<b>Fecha de remoción parcial de truchas</b>	Enero - Marzo 2017	Marzo - Mayo 2021	Mayo 2021
<b>N° de días de pesca</b>	19	8	2
<b>N° de truchas removidas</b>	1119	4	175
<b>Promedio de captura diaria</b>	58,9	0,5	87,5
<b>Biomasa removida (kg)</b>	3188	21	350
<b>Biomasa removida por unidad de área (kg/km<sup>2</sup>)</b>	539,6	141,2	3575,7
<b>Área de la laguna (km<sup>2</sup>) en la fecha de remoción.</b>	5,907863	0,148732	0,097884

#### Muestreos y análisis de las muestras

##### Trabajo de campo

En febrero de 2023 se muestrearon las tres lagunas de la meseta del Lago Strobel, en las cuales se había realizado una remoción importante de truchas en años anteriores (entre 2017 y 2021) que se mencionaron anteriormente (Fig. 2). Con el fin de caracterizar a

las lagunas, en cada una de ellas se midieron *in situ* las siguientes variables limnológicas en la zona litoral: temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad y sólidos disueltos (mediante un sensor de campo marca Hanna HI98194) y transparencia (mediante un disco de Secchi).

En cada cuerpo de agua también se estimó de forma semicuantitativa (visualmente) el porcentaje de macrófitas arraigadas sumergidas. Además, se calculó el área de las lagunas con el programa Google-Earth-Engine utilizando imágenes satelitales Sentinel-2.

### Zooplancton

En cada una de las tres lagunas se obtuvieron muestras litorales, una de macrozooplancton y una de microzooplancton. Las muestras se tomaron integrando 2 arrastres horizontales de 5 m con redes de 50  $\mu\text{m}$  y 115  $\mu\text{m}$  de poro, para microzooplancton (Rotifera y larvas nauplii de Copépoda) y macrozooplancton (Crustacea: Cladocera, Copepoda (copepoditos y adultos) y Amphipoda) respectivamente, las cuales se fijaron con formol al 4%. El volumen filtrado se estimó geométricamente, como un cilindro de 10 m de altura con una base equivalente a la superficie de la boca de la red (20 cm de diámetro). Si bien en las muestras de microzooplancton se observó la presencia de ciliados, en este estudio no se analizaron.

El análisis de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio de Limnología del Departamento de Ecología, Genética y Evolución, IEGEBA (CONICET-UBA), mediante microscopio estereoscópico y microscopio óptico (según la fracción de tamaño). Se analizó la composición de la comunidad a la mayor resolución taxonómica posible, en base a la bibliografía especializada más actualizada para cada grupo (Paggi, 1973; Ruttner-Kolisko, 1974; Bayly, 1992; Frey, 1993; Paggi, 1999; Adamowicz et al., 2004; Dodson et al., 2010; Jersabek y Leitner 2013; José de Paggi et al., 2020; Suárez-Morales, 2020; José de Paggi et al., 2022). Se midieron las tallas de los zoopláncteres para estimar la distribución de frecuencias de tallas, y se calculó la abundancia y la biomasa de los distintos grupos taxonómicos.



El conteo del microzooplancton se realizó sobre tres a cinco submuestras de 1 ml tomadas con pipeta Hensen-Stempel, utilizando una cámara de Sedgewick-Rafter de igual volumen. El recuento de macrozooplancton se realizó sobre tres a cinco alícuotas de 5 ml tomadas con submuestreador de Russell, en una cámara de Bogorov de igual volumen. Para analizar la distribución de tallas y la biomasa del macrozooplancton se midió la longitud corporal de hasta cincuenta especímenes de cada taxón utilizando un microscopio estereoscópico. La biomasa media de cada especie se estimó aplicando relaciones de longitud-peso (microcrustáceos) de Bottrell et al. (1976) (para los cladóceros), Pilati y Martínez (2003) (para los copépodos adultos y copepoditos), Downing & Rigler (1984) (para larvas nauplii) y Benke et al. (1999) (para los anfípodos), y fórmulas biovolumétricas (para los rotíferos) de Ruttner-Kolisko (1977). Los valores de biomasa se expresaron como peso seco.

Cabe señalar que se contó con la colaboración de la Lic. María Cristina Marinone del Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental (FCEN-UBA), quien ayudó en los análisis del zooplancton dada su experiencia en la estructura de esta comunidad de lagos patagónicos.

#### Fitoplancton

En el caso de fitoplancton, en cada laguna se recolectó una muestra de agua litoral para análisis cuantitativos. Estas muestras se obtuvieron sin filtrar para poder recolectar todas las fracciones de tamaño, se fijaron con solución de lugol acidificado al 1%, y se conservaron en frío (4°C) y oscuridad hasta su recuento bajo microscopio invertido. Adicionalmente se tomaron muestras para análisis cualitativos con red de 20 µm de poro y se fijaron con formol al 2%. Estas últimas se utilizaron como muestras auxiliares para las determinaciones taxonómicas en el caso que fuera necesario.

El análisis de las muestras se llevó a cabo en el laboratorio de Limnología del Departamento de Ecología, Genética y Evolución, IEGEBA (CONICET-UBA). Se analizó la composición a la menor resolución taxonómica posible mediante un microscopio binocular a

400X y 1000X utilizando las muestras cualitativas. Las determinaciones se llevaron a cabo mediante bibliografía especializada para cada grupo algal (e.g. Bourrelly, 1970; Bourrelly, 1972; Bourrelly, 1981; Ettl, 1983; Komárek y Fott, 1983; Krammer y Lange-Bertalot 1986; Krammer y Lange-Bertalot, 1988; Krammer y Lange-Bertalot, 1991a; Krammer y Lange-Bertalot, 1991b; Komárek y Anagnostidis, 1999; Wehr y Sheath, 2002; Komárek y Anagnostidis, 2005). Para el análisis cuantitativo se realizó el recuento mediante un microscopio invertido (Zeiss, Primovert) según la técnica de Utermöhl (1958). Se utilizaron cámaras de sedimentación de 10 ml, y las muestras se dejaron sedimentar 24 horas. Se calculó la abundancia, y se estimó el biovolumen de las distintas algas de acuerdo a Hillebrand et al. (1999). Además, las especies fitoplanctónicas fueron clasificadas teniendo en cuenta la clasificación propuesta por Salmaso y Padisák (2007), que tiene una estructura dicotómica basada en las características, tanto morfológicas como funcionales, propuestas por Weithoff (2003).

#### Comparación con muestras recolectadas en campañas previas a la remoción

Los datos obtenidos para ambas comunidades planctónicas se compararon con datos previos a la remoción de truchas obtenidos por Porcel (2020) para su tesis doctoral, (en enero de 2016 en la laguna Islote y en febrero de 2017 en las lagunas Rod-19 y Rod-24) (Fig. 2). Además, para la laguna Islote se analizó, siguiendo las mismas metodologías antes mencionadas, una muestra cuantitativa de fitoplancton, una muestra de microzooplancton y una muestra de macrozooplancton, tomadas en febrero de 2018 por Porcel (2020) luego de la remoción parcial de truchas, que la autora no había incluido ni analizado en su trabajo (Fig. 2).

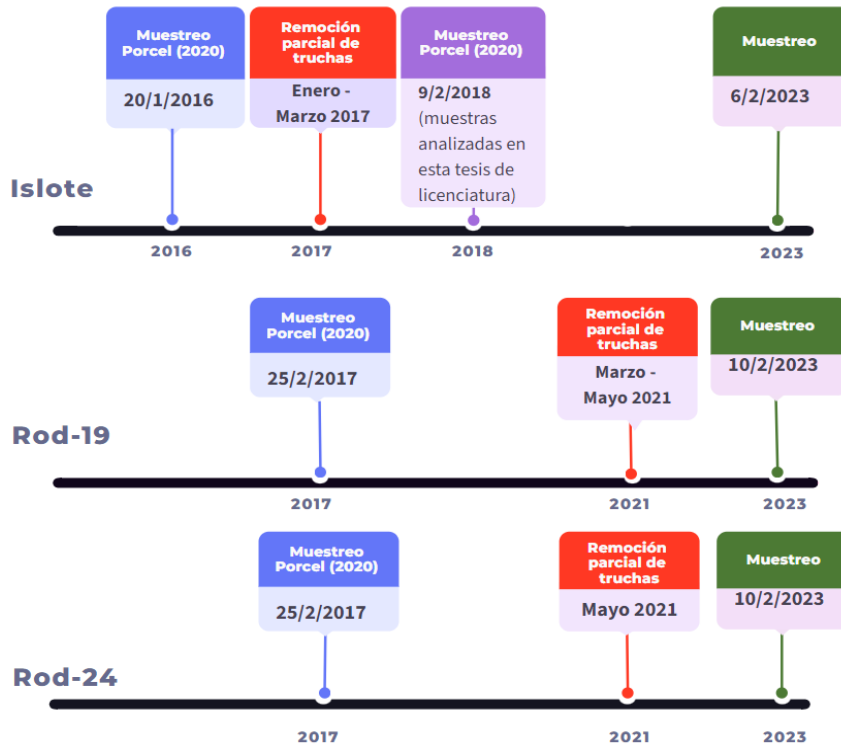


Figura 2: Cronología de los muestreos y remociones de las diferentes lagunas de estudio. En celeste los muestreos realizados por Porcel (2020) para su tesis doctoral; en rojo las remociones parciales de truchas; en violeta el muestreo realizado por Porcel (2020) cuyas muestras fueron analizadas para la presente tesis de licenciatura y en verde, los muestreos realizados por el autor de este trabajo.

#### Análisis de la información obtenida

Se comparó la abundancia y biomasa de los diferentes grupos de la comunidad zooplanctónica, la distribución de tallas del macrozooplancton, y la abundancia y biovolumen de los diferentes grupos taxonómicos y grupos funcionales del fitoplancton, para cada laguna antes y después de la remoción de truchas

Además, se analizó estadísticamente, realizando un ANOVA factorial en un diseño de medidas repetidas a través de un modelo lineal general mixto (Zuur et al., 2009), el cambio en el rango de tallas del macrozooplancton, así como los cambios en la biomasa y abundancia de la suma de todos los integrantes del macrozooplancton en conjunto (copépodos, cladóceros y anfípodos) y de los rotíferos (integrantes del microzooplancton), para las tres lagunas en las que se removieron peces. Para ello se determinó como factor

fijo al tiempo de muestreo, existiendo dos niveles: “Antes” y “Después” de la remoción de truchas. Las unidades experimentales (las lagunas), fueron determinadas como factor aleatorio, habiendo 3 réplicas. Para ello, se utilizó el programa R-Studio con la aplicación R, con la ayuda del paquete “nlme”. Se verificaron los supuestos y se consideraron que las diferencias eran significativas cuando el p-valor resultó menor a 0,05.

Para el caso del microzooplancton, si bien se cuantificó la abundancia y biomasa de las larvas nauplii, y se analizaron sus variaciones luego de la remoción, estas no se tuvieron en cuenta en los análisis estadísticos ni se sacaron conclusiones de sus variaciones, debido a la posible dependencia entre la abundancia de las larvas nauplii (pertenecientes al microzooplancton) con la de los copépodos adultos (pertenecientes al macrozooplancton). Por lo tanto, dentro del microzooplancton, solo se tuvieron en cuenta a los rotíferos.

Por otro lado, en el caso del análisis de tallas del macrozooplancton, se analizó el cambio en la abundancia de las tallas mayores a 1,6 mm (valor elegido en base a observaciones a la lupa que mostraron que los ejemplares adultos de los taxones de copépodos de mayor talla superaban este tamaño, mientras que los de menor talla nunca lo superaban).

## **Resultados**

### Caracterización limnológica de las lagunas

En la tabla 2 se observa la ubicación geográfica y los valores de las principales variables limnológicas medidas en las tres lagunas en la zona litoral. La laguna Islote es la que se encuentra a mayor altitud (1087 m.s.n.m.) y a mayor latitud. Por su parte, las lagunas Rod-19 y Rod-24, que se localizan bastante cercanas entre sí, a 500 m aproximadamente, se encuentran a una altitud de 1036 m.s.n.m. y 1053 m.s.n.m. respectivamente. Respecto a los valores de pH, temperatura y oxígeno disuelto no se observaron diferencias importantes entre lagunas, ni entre los diferentes muestreos de cada laguna antes y luego de la remoción parcial de truchas (en los casos que hubo más de un muestreo para una variable).

Los valores de pH oscilaron entre 8,3 y 8,4 (condiciones relativamente alcalinas); la temperatura varió entre 8,9 y 11,2 °C y el oxígeno disuelto entre 7,43 y 10,61 ppm. En cuanto a la conductividad, tampoco se apreció ningún cambio importante entre los muestreos anteriores y posteriores a la remoción; los valores oscilaron entre 310 y 459  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en la laguna Islote, entre 222 y 268  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en la laguna Rod-24 y entre 366 y 390  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en la laguna Rod-19. La transparencia, medida con el Secchi, relativamente baja en las tres lagunas, variando entre lagunas desde los 55 cm (en Rod-19) a 64 cm (en Islote). De acuerdo a los valores de pH, conductividad y transparencia, y en base a los datos previos, estos cuerpos de agua pueden caracterizarse como alcalinos mesotróficos. Los sólidos totales disueltos fueron máximos en la laguna Islote (229 ppm) y mínimos en la laguna Rod-24 (157 ppm). Por otro lado, a través del tiempo, se observó una disminución del área de las lagunas Islote (del 12%) y Rod-24 (del 32%). Por su parte, el área de la laguna Rod-19 prácticamente no mostró variación. La cobertura de macrófitas se redujo drásticamente en las tres lagunas, no superando el 2% en ninguna de ellas en el año 2023.

Tabla 2: ubicación geográfica y principales variables limnológicas medidas en las tres lagunas en la zona litoral para cada muestreo. En algunos casos ciertas variables no se pudieron medir, por lo tanto, los casilleros se encuentran vacíos (de color gris). SST = sólidos suspendidos totales. \*Este dato de conductividad corresponde a una medición previa realizada en la laguna en verano 2015 (Porcel, 2020).

	Islote			Rod-19		Rod-24	
Fecha de muestreo	20/1/2016	9/2/2018	6/2/2023	25/2/2017	10/2/2023	25/2/2017	10/2/2023
Coordenadas geográficas	48° 39' 28.4" S 71° 24' 42.9" O			48° 30' 03" S 71° 26' 14.1" O		48° 29' 42.8" S 71° 26' 47.9" O	
Altitud (m.s.n.m.)	1087			1036		1053	
T (°C)	11,2	8,9	9,8	10,5	-	10,2	-
pH	8,4	8,4	8,9	8,1	8,3	8,6	8,4
O <sub>2</sub> disuelto (ppm)	10,18	10,61	-	10,52	7,43	9,97	7,48
Conductividad (µS /cm)	441	310	459	390*	366	222	268
Secchi (cm)	-	-	67	-	55	-	64
SST (ppm)	-	-	229	-	211	-	157
Cobertura de macrófitas	≈50%	-	<1%	>50%	≈2%	<15%	0%
Área (km <sup>2</sup> )	6,209503	-	5,452009	0,150456	0,152578	0,124544	0,084621

### Zooplancton

#### a) Variaciones en la biomasa

En la figura 3 se comparan las biomásas de los diferentes grupos del zooplancton, para las tres lagunas analizadas, antes y luego de la remoción parcial de truchas.

En la laguna Islote, en el primer muestreo luego de la remoción parcial de truchas, se observó un gran aumento de la biomasa de los anfípodos (pasando de no haber registros

de este grupo antes de la remoción, a 136,5 µg/L luego de la misma) y de los copépodos grandes (que aumentaron de 3,4 µg/L a 19,5 µg/L); se observó también después de la remoción una disminución de la biomasa de las larvas nauplii (de 24,7 µg/L a 1,7 µg/L), una disminución de la biomasa de cladóceros (de 35,7 µg/L a 2,4 µg/L) y una disminución de los copépodos chicos (de 7,6 µg/L a 1,7 µg/L). En el siguiente muestreo, cinco años más tarde, se destaca una disminución de la biomasa de los anfípodos (de 136,5 µg/L a 22,0 µg/L). En los tres muestreos de esta laguna la biomasa de rotíferos fue muy baja, disminuyendo entre cada uno (de 0,3 µg/L, 0,2 µg/L, y 0,1 µg/L en orden cronológico).

En la laguna Rod-19, luego de la remoción, se observó un gran aumento de la biomasa de los cladóceros (pasando de 1,3 µg/L antes de la remoción, a 856,9 µg/L luego de la misma) y una disminución de la biomasa de los copépodos chicos (de 30,5 µg/L a 5,7 µg/L). Por otro lado, la biomasa de los rotíferos aumentó (de 0,8 µg/L a 2,3 µg/L) y la biomasa de las larvas nauplii disminuyó (de 7,2 µg/L a 3,6 µg/L).

En la laguna Rod-24, luego de la remoción, se observó un notable aumento de la biomasa de los cladóceros, la cual varió de 4,0 µg/L antes de la remoción, a 46,7 µg/L luego de la misma. También se registró una disminución de la biomasa de los rotíferos (de 8,6 µg/L a 1,4 µg/L), una disminución de las larvas nauplii (de 28,1 µg/L a 4,1 µg/L) y una disminución de los anfípodos (de 61,8 µg/L a 2,1 µg/L). La biomasa de los copépodos chicos no sufrió grandes cambios (fue de 43,6 µg/L antes de la remoción y de 37,3 µg/L luego de la misma).

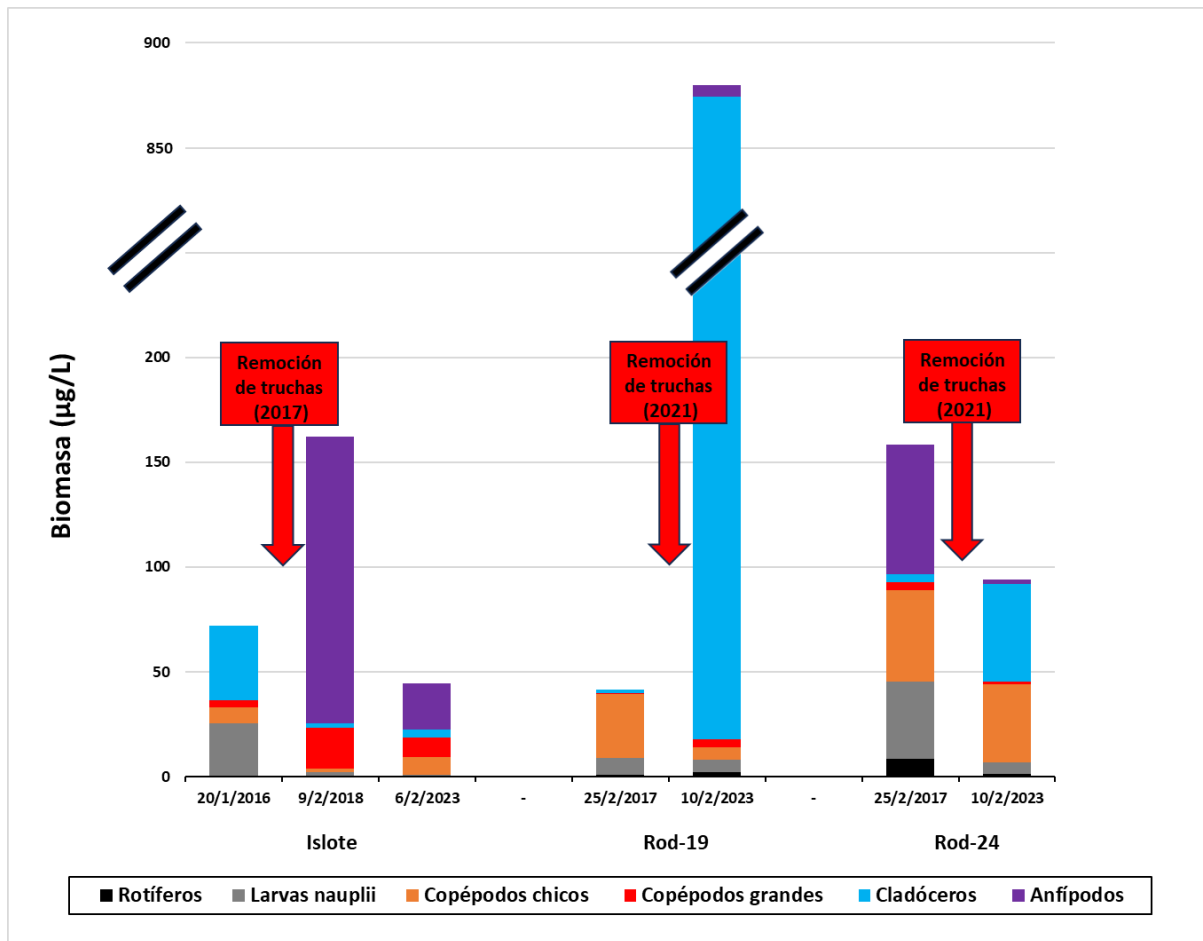


Figura 3: Biomasa de los distintos grupos de zooplancton antes y luego de la remoción parcial de truchas para las tres lagunas. El eje de las ordenadas fue recortado entre los 300-800 µg/L para darle mayor definición a los grupos del zooplancton de menor abundancia. El microzooplancton se encuentra representado por los rotíferos y las larvas nauplii. Los otros cuatro grupos integran al macrozooplancton. Copépodos chicos (especies de talla chica): *Boeckella gracilipes*. Copépodos grandes (especies de talla grande): *Boeckella brasiliensis*, *Boeckella poppei* y *Parabroteas sarsi*.

#### b) Variaciones en la abundancia

En la figura 4 se comparan las abundancias de los diferentes grupos del zooplancton para las tres lagunas analizadas, antes y luego de la remoción parcial de truchas. En este caso las larvas nauplii y los rotíferos se destacan, exhibiendo en algunos de los muestreos abundancias superiores a las de los demás grupos del zooplancton. En las lagunas Islote y Rod-24, las abundancias de larvas nauplii y rotíferos disminuyeron después de la remoción.



La abundancia de larvas nauplii disminuyó de 27,2 ind/L y 30,5 ind/L antes de la remoción, a 2,2 ind/L y 5,0 ind/L luego de la misma, en Islote y Rod-24 respectivamente. Del mismo modo, la abundancia de rotíferos disminuyó de 5,1 ind/L y 139,9 ind/L antes de la remoción, a 2,4 ind/L y 19,9 ind/L luego de la misma, en Islote y Rod-24 respectivamente. En la laguna Rod-19 la abundancia de las larvas nauplii también disminuyó, de 7,4 ind/L a 3,9 ind/L, pero la de los rotíferos aumentó de 9,8 ind/L a 41,5 ind/L.

La abundancia de cladóceros aumentó en las lagunas Rod-19 y Rod-24 luego de la remoción; el aumento fue notable en ambos cuerpos de agua (de 0,8 ind/L a 10,9 ind/L en Rod-19; y de de 0,3 ind/L a 2,9 ind/L en Rod-24). Contrariamente, en la laguna Islote la abundancia de cladóceros disminuyó (de 2,9 ind/L a 0,1 ind/L). Sin embargo, en esta laguna también se registró un aumento de la abundancia de los copépodos grandes (de 0,7 ind/L antes de la remoción, a 4,8 ind/L en el primer muestreo posterior a la misma).

En Rod-19 y Rod-24 la abundancia de los copépodos chicos disminuyó luego de la remoción de truchas: de 25,6 ind/L a 6,8 ind/L (en Rod-19); y de 74,7 ind/L a 28,1 ind/L (en Rod-24). Las abundancias de los anfípodos fueron tan pequeñas que no se llegan a observar en la figura 4, sin embargo, siguieron las mismas tendencias que sus biomásas (Fig. 3).

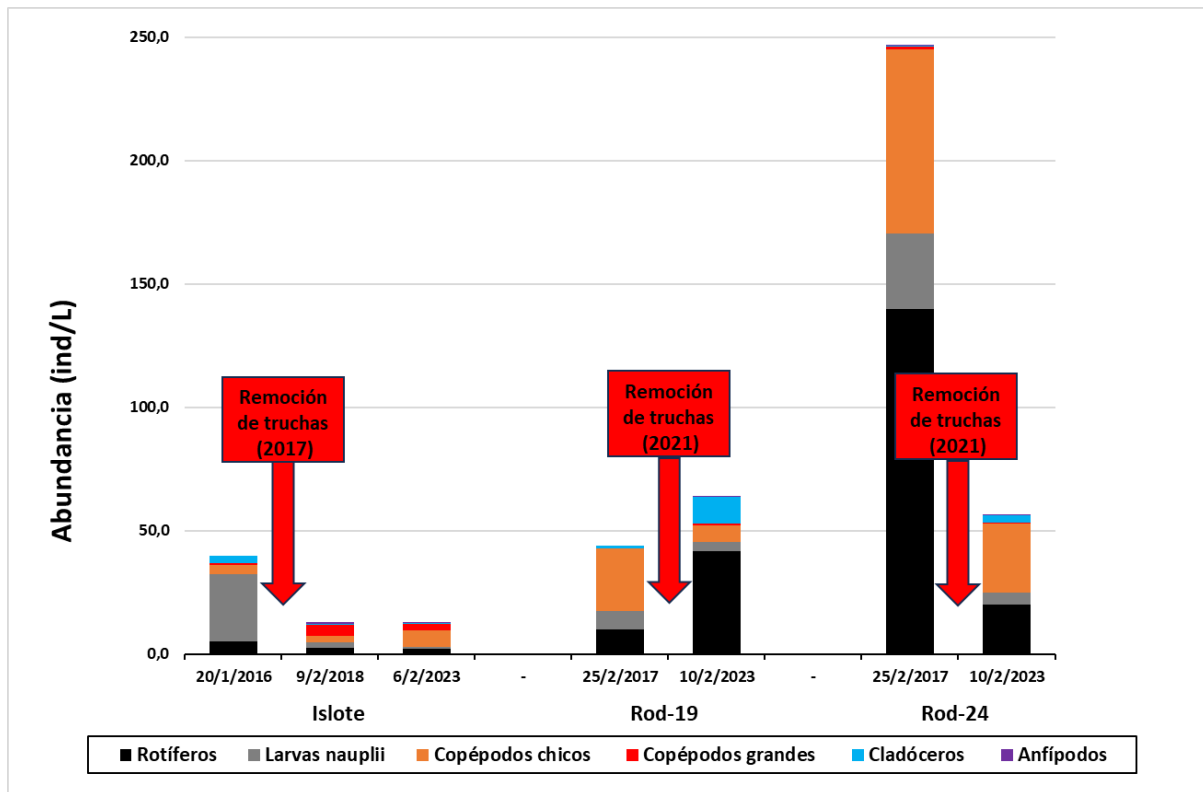


Figura 4: Abundancia de los distintos grupos de zooplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas. El microzooplancton se encuentra representado por los rotíferos y las larvas nauplii. Los otros cuatro grupos integran al macrozooplancton. Copépodos chicos (especies de talla chica): *Boeckella gracilipes*. Copépodos grandes (especies de talla grande): *Boeckella brasiliensis*, *Boeckella poppei* y *Parabroteas sarsi*.

### c) Composición del zooplancton

En la tabla 3 se muestran los diferentes taxones identificados del zooplancton y sus respectivas dominancias en cuanto a biomasa y abundancia, para las tres lagunas (en cada fecha de muestreo). Entre los rotíferos, *Keratella kosteï* fue la especie dominante tanto en biomasa como en abundancia, en todos los muestreos de las tres lagunas. Respecto a los copépodos, *Boeckella gracilipes* fue la especie dominante en biomasa y abundancia en la mayoría de los muestreos de las tres lagunas, con excepción de los muestreos post remoción de truchas de 2018 y 2023 de la laguna Islote, donde *Boeckella brasiliensis* (especie de talla mayor) fue la dominante en biomasa y abundancia en 2018, y únicamente dominante en biomasa en 2023. Además, se registró la presencia de *Parabroteas sarsi*,

copépodo de gran talla, en las tres lagunas únicamente luego de la remoción. La dominancia dentro de los cladóceros varió entre muestreos, pero en términos generales *Daphnia dadayana* fue la especie que resultó más veces dominante en cuanto a los dos atributos (biomasa y abundancia).

Tabla 3: Taxones del zooplancton identificados en las distintas lagunas. X = presencia del taxón. A = taxón dominante en abundancia en una determinada fecha y laguna. B = taxón dominante en biomasa en una determinada fecha y laguna. La dominancia se evaluó para cada grupo (Copepoda, Cladocera, Amphipoda y Rotifera) por separado. “Larvas nauplii”, al no ser un taxón, no se tuvo en cuenta en el análisis de la dominancia.

Taxon	Laguna y fecha						
	Islote			Rod-19		Rod-24	
	20/1/2016	9/2/2018	6/2/2023	25/2/2017	10/2/2023	25/2/2017	10/2/2023
<b>Copepoda Calanoida</b>							
<i>Boeckella brasiliensis</i>	X	X A B	X B	X	X	X	X
<i>Boeckella gracilipes</i>	X A B	X	X A	X A B	X A B	X A B	X A B
<i>Boeckella poppei</i>	X	X	X		X		X
<i>Parabroteas sarsi</i>		X	X		X		X
Larvas nauplii	X	X	X	X	X	X	X
<b>Cladocera</b>							
<i>Alona</i> sp.					X		
<i>Camptocercus</i> sp.				X			
<i>Chydorus</i> sp.				X A B	X		
<i>Daphnia commutata</i>			X A		X		
<i>Daphnia dadayana</i>	X B	X A B	X B		X A B		X A B
<i>Daphnia obtusa</i> #2	X A					X A B	X
<i>Ilyocryptus</i> sp.							X
<i>Macrothrix odontocephala</i>		X	X				

<b>Amphipoda</b>							
<i>Hyalella</i> sp..		X	X	X	X	X	X
<b>Rotifera</b>							
<i>Bdelloidea</i> sp.		X					
<i>Brachionus kultrum</i>					X		X
<i>Conochilus unicornis</i>						X	
<i>Euchlanis dilatata</i>				X			
<i>Filinia longiseta</i>			X	X	X	X	X
<i>Keratella kostei</i>	X A B	X A B	X A B	X A B	X A B	X A B	X A B
<i>Lepadella ovalis</i>				X			
<i>Lophocharis salpina</i>							X
<i>Mytilina ventralis</i>				X	X		
<i>Notholca waterkosteii</i>				X	X		X
<i>Polyarthra dolichoptera</i>							X
<i>Synchaeta</i> sp.					X		
<i>Trichocerca</i> sp.				X	X		
<i>Bdelloidea</i> sp.		X					

#### d) Distribución de tallas del zooplancton

##### *Laguna Islote*

En las figuras 5a 5b y 5c se aprecian las distribuciones de tallas del macrozooplacton (en escala logarítmica), previamente (un año antes) y luego (después de uno y seis años) de la remoción parcial de truchas en la laguna Islote.

En el primer año luego de la remoción (Fig. 5b) se observó una tendencia general de incremento de las abundancias relativas de los intervalos de tallas mayores a 1,6 mm, en detrimento de las menores, en comparación con la distribución antes de la remoción (Fig. 5a). La suma de las abundancias relativas de las tallas mayores a 1,6 mm aumentó del 33 al 64% (de 1,70 a 5,39 ind/ml en abundancia absoluta). En particular, las abundancias relativas de los intervalos 1,6-2 mm y 2,7-2,8 mm aumentaron del 7,19% al 41,89% y del 2,16% al 10,31% respectivamente. Además, el intervalo de tallas máximas se desplazó hacia mayores valores de tallas: de 2,6-2,8 mm antes de la remoción (Fig. 5a), a 3,6-3,8 mm luego de la remoción (Fig. 5b). Sin embargo, estos cambios no persistieron en el tiempo, ya que en el siguiente muestreo (cinco años después, Fig. 5c), la distribución de tallas volvió a mostrar un patrón similar al de antes de la remoción, disminuyendo las abundancias relativas de las tallas mayores y desplazándose a su vez el intervalo de tallas máximas hacia menores valores, a 2,8-3,0 mm (Fig. 5c). La suma de las abundancias relativas de las tallas mayores a 1,6 mm disminuyó al 9%.

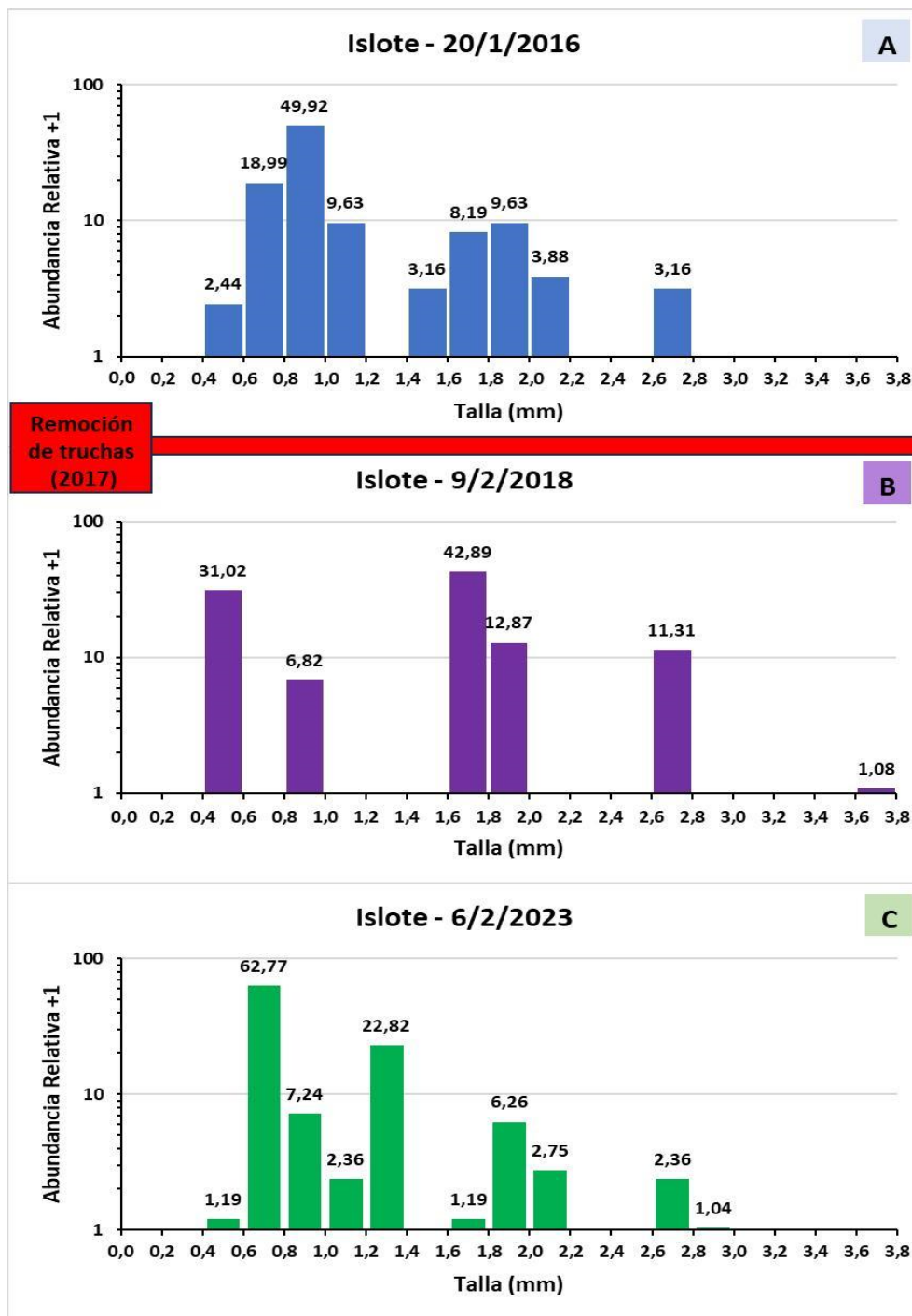


Figura 5: Distribución de tallas del macrozooplancton (en escala logarítmica) previamente (un año antes, 5a) y luego de la remoción parcial de truchas (después de uno y seis años, 5b y 5c respectivamente), en la laguna Islote. Para poder graficar los valores de abundancia relativa entre 0 y 1% en escala logarítmica se le sumó 1 a la abundancia relativa de cada intervalo de tallas.

## Laguna Rod-19

En las figuras 6a y 6b se aprecian las distribuciones de tallas del macrozooplacton, en escala logarítmica, previamente (cuatro años antes) y luego (dos años después) de la remoción parcial de truchas en la laguna Rod-19. Luego de la remoción se observó un gran incremento de la suma de abundancias relativas de las tallas mayores de 1,6 mm, incrementando del 0,54% al 59,37% (de 0,14 a 11,00 ind/ml en abundancia absoluta). El mayor aumento en las tallas mayores ocurrió en los intervalos 2,4-2,6 mm y 2,8-3,0 mm, pasando de 0% a 25,40% y 26,47% para ambos intervalos de talla respectivamente. Además, el intervalo de tallas máximas se desplazó hacia mayores valores, de 2,2-2,4 mm antes de la remoción (Fig. 6a), a 4,8-5,08 mm luego de la remoción (Fig. 6b)

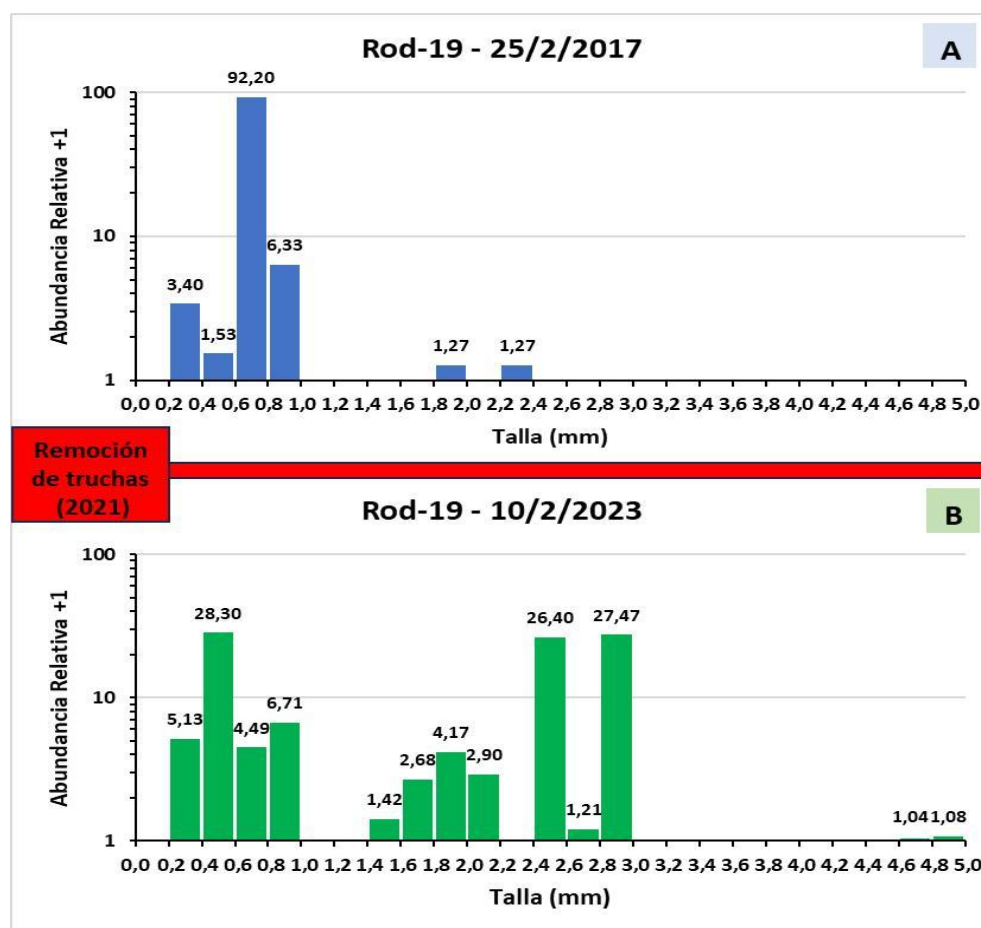


Figura 6: Distribución de tallas del macrozooplankton (en escala logarítmica) previamente (cuatro años antes, 6a) y luego (dos años después, 6b) de la remoción parcial de truchas, en la laguna Rod-19. Para poder graficar los valores de abundancia relativa entre 0 y 1% en escala logarítmica se le sumó 1 a la abundancia relativa de cada intervalo de tallas.

### *Laguna Rod-24*

En las figuras 7a y 7b se aprecian las distribuciones de tallas del macrozooplacton, en escala logarítmica, previamente (cuatro años antes) y luego (dos años después) de la remoción parcial de truchas en la laguna Rod-24. Luego de la remoción se observó un desplazamiento de las abundancias relativas hacia valores de tallas mayores (Fig. 7b). El intervalo de tallas mínimas se desplazó hacia mayores valores, de 0,4-0,6 mm (Fig. 7a) antes de la remoción, a 0,6-0,8 mm luego de la remoción (Fig. 7b). Lo mismo sucedió con el intervalo de tallas máximas desplazándose de 1,8-2,0 mm antes de la remoción (Fig. 7a), a 3,0-3,2 mm luego de la remoción (Fig. 7b). Cabe señalar que luego de la remoción apareció un nuevo intervalo de tallas mayores que antes estaba ausente (2,2-2,6 mm). La suma de las abundancias relativas de las tallas mayores de 1,6 mm, se incrementó levemente, del 0,42% al 1,90% (de 0,32 a 0,59 ind/ml en abundancia absoluta).



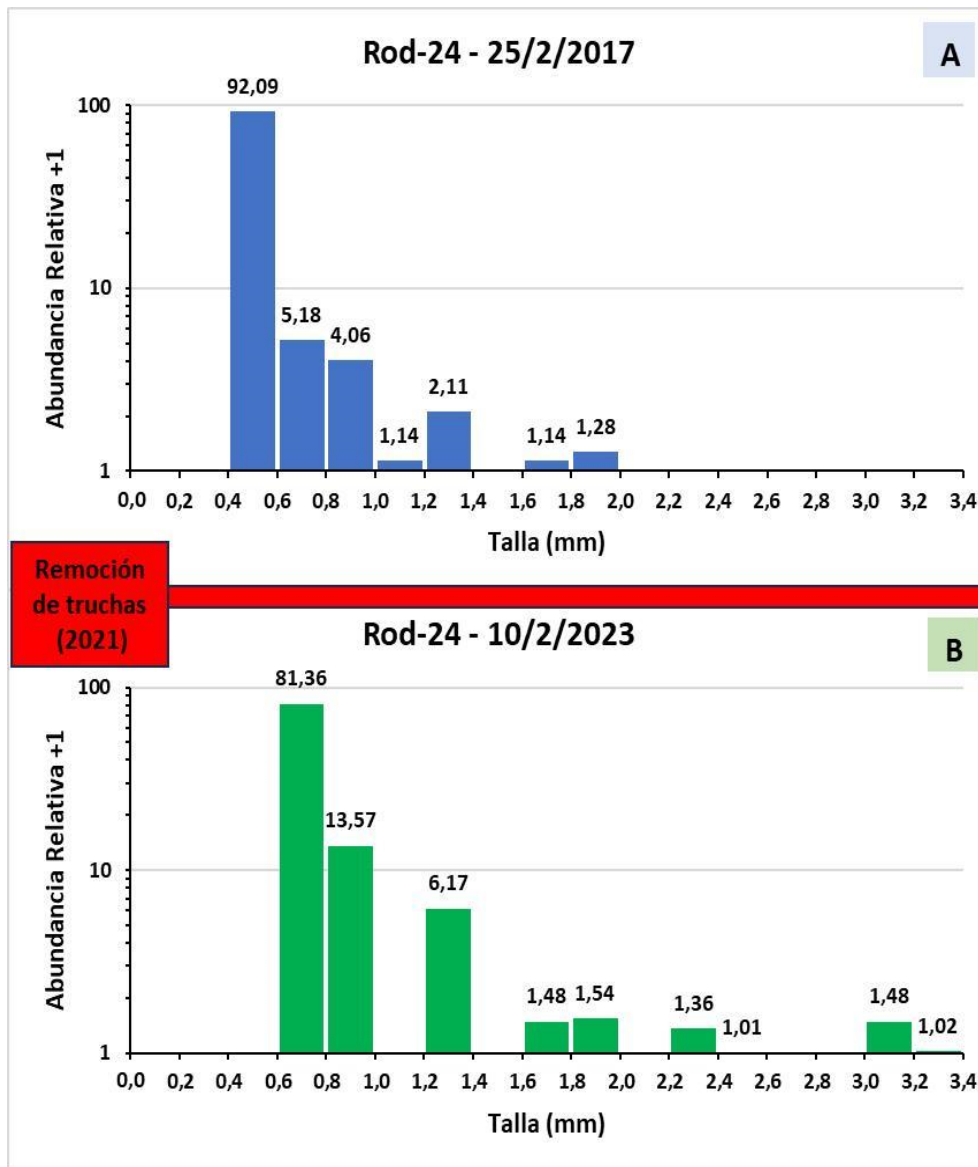


Figura 7: Distribución de tallas del macrozooplancton (en escala logarítmica) previamente (cuatro años antes, 7a) y luego (dos años después, 7b) de la remoción parcial de truchas, en la laguna Rod-24. Para poder graficar los valores de abundancia relativa entre 0 y 1% en escala logarítmica, se le sumó 1 a la abundancia relativa de cada intervalo de tallas.

e) Análisis estadísticos

A pesar de las diferencias observadas en la comunidad zooplanctónica luego de la remoción de truchas en los tres lagos, que fueron descritas en los ítems anteriores, los análisis estadísticos realizados para evaluar el cambio en el rango de tallas del macrozooplancton, así como los efectuados para analizar los cambios en la biomasa y abundancia de la suma de todos los integrantes del macrozooplancton en conjunto y de los

rotíferos (integrantes del microzooplancton), no evidenciaron diferencias significativas entre antes y luego de la remoción (p-valor > 0,05).

### Fitoplancton

#### a) Biovolumen y abundancia de los grupos fitoplanctónicos

En la figura 8 se compara el biovolumen de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton antes y luego de la remoción parcial de truchas para las tres lagunas. Se puede apreciar que en las tres lagunas, luego de la remoción, hubo un gran aumento total del biovolumen del fitoplancton, protagonizado en su mayoría, por el aumento de Cyanobacteria y Chlorophyta, los dos grupos fitoplanctónicos mejor representados en las tres lagunas. En el caso de la laguna Islote, en el muestreo antes de la remoción y en los dos posteriores a ésta, los biovolúmenes totales fueron de 13597580,4  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ , 61342550,4  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$  y 33947756  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$  respectivamente. El gran aumento entre los dos primeros muestreos, y la posterior disminución entre los dos últimos, se debió principalmente a la contribución de Cyanobacteria. El mayor aumento en el biovolumen total se observó en la laguna Rod-19, donde se incrementó de 6818891,23  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$  a 113781725  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ , protagonizado principalmente por Cyanobacteria y Chlorophyta. Por último, en Rod-24 el biovolumen total aumentó de 24289029,4  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$  a 53543870,4  $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ , debido a un gran incremento de Cyanobacteria.

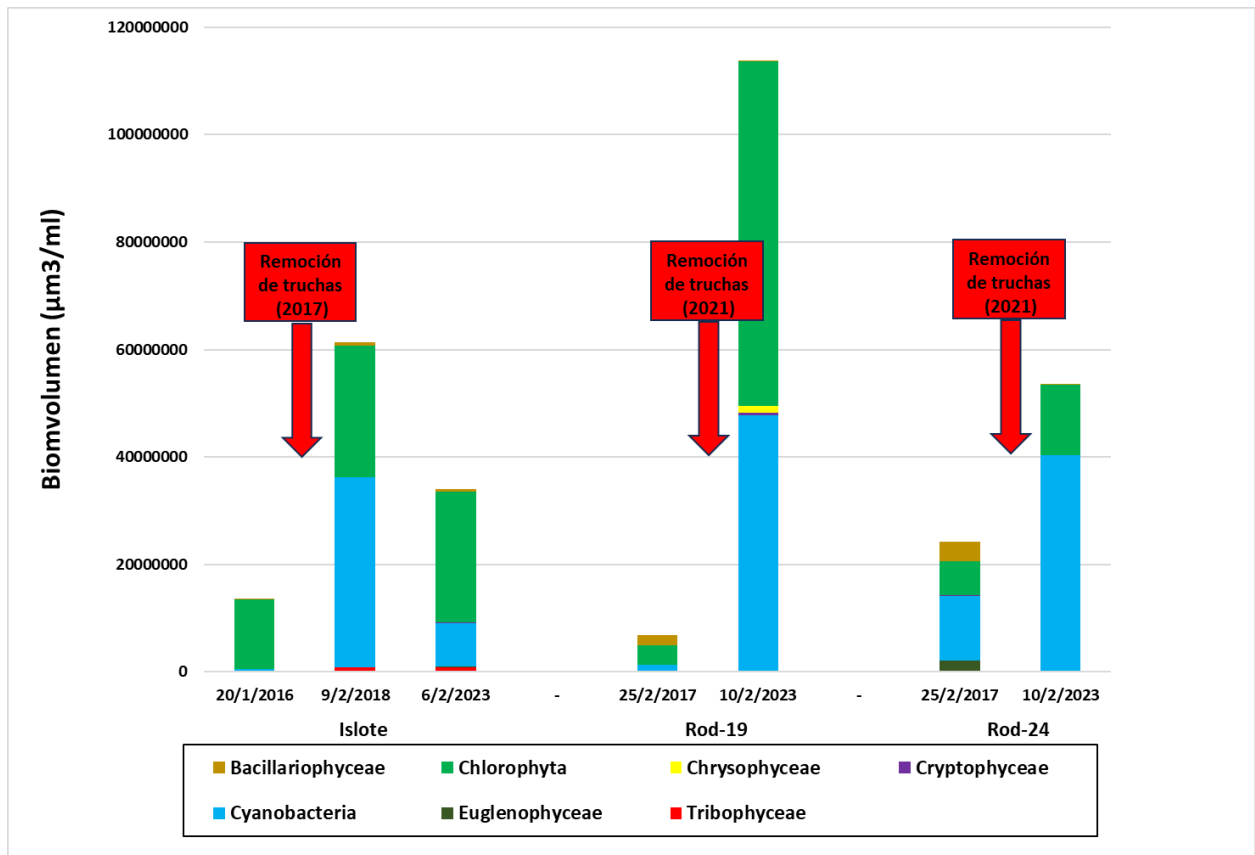


Figura 8: Biovolumen de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas.

En la figura 9 se compara la abundancia de los distintos grandes grupos taxonómicos del fitoplancton antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas. Se puede apreciar que luego de la remoción hubo un gran aumento total de la abundancia del fitoplancton en las lagunas Islote y Rod-19 y una pequeña disminución en Rod-24. En la laguna Islote, al igual que lo sucedido con el biovolumen (Fig. 8), el aumento se debió principalmente a Chlorophyta y Cyanobacteria. Las abundancias de fitoplancton totales en el muestreo antes de la remoción y en los dos posteriores a ésta, fueron de 2516 ind/ml, 9309 ind/ml y 7890 ind/ml respectivamente. En la laguna Rod-19 también aumentó la abundancia de Chlorophyta y Cyanobacteria, pero el mayor aumento se debió a Chrysophyceae (aunque debido a su pequeño tamaño su aumento en biovolumen fue muy pequeño, tal como se aprecia en la Fig. 8). La abundancia total en esta laguna se incrementó de 3008 ind/ml, antes de la remoción, a 26207 ind/ml, luego de la misma. Por

último, en la laguna Rod-24, la pequeña disminución de la abundancia fitoplanctónica se debió a la disminución parcial de Chlorophyta y casi total de Bacillariophyceae. La abundancia fitoplanctónica total disminuyó de 10611 ind/ml, antes de la remoción, a 8014 ind/ml, luego de ésta. Cabe destacar, que en las lagunas Islote y Rod-19 se observó, además, un aumento de la abundancia de Cryptophyceae luego de la remoción.

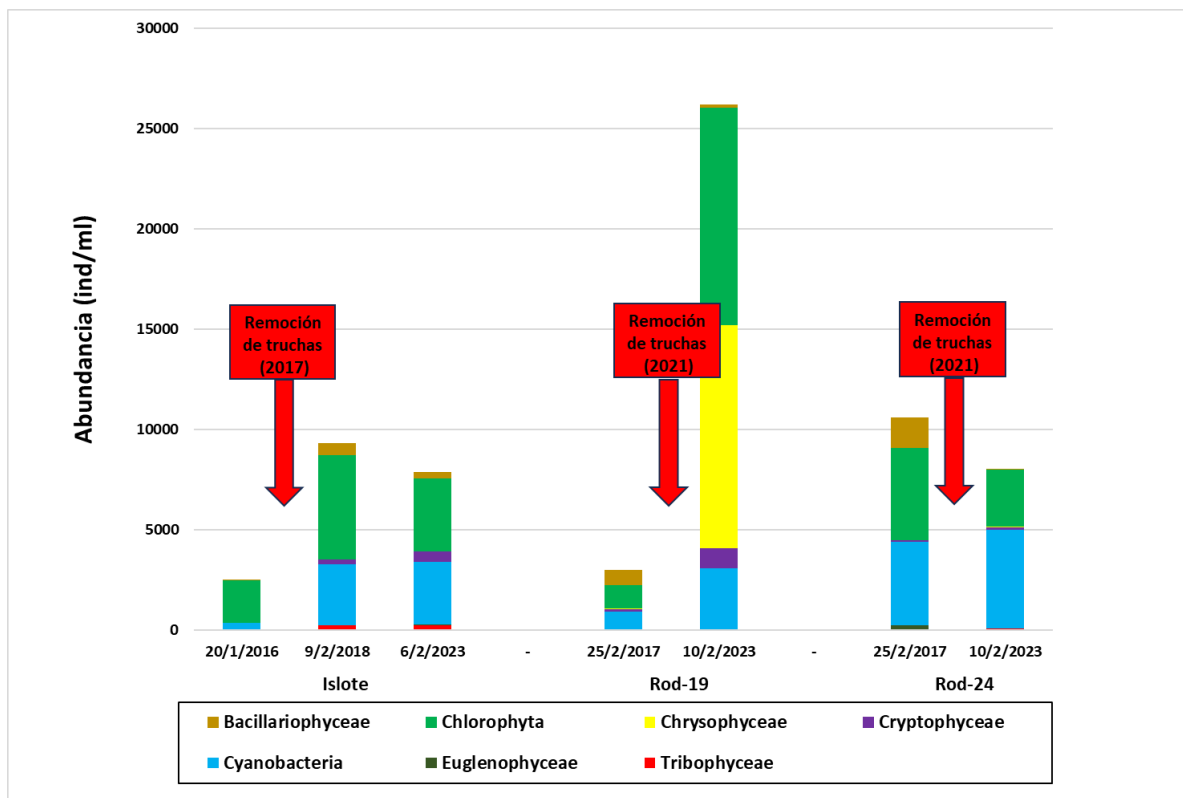


Figura 9: Abundancia de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas.

En la tabla 4 se observan las diferentes especies del fitoplancton dominantes en cuanto su biovolumen o abundancia para cada fecha de muestreo en cada laguna. En general, las especies dominantes en cuanto a biomasa o abundancia fueron de los taxones Chlorophyta (ej. *Pediastrum kawraiskyi*) y Cyanobacteria (ej. *Aphanocapsa elachista*), con excepción del muestreo posterior a la remoción parcial de truchas en la laguna Rod-19, donde *Ochromonas* sp., perteneciente a Chrysophyceae, dominó en abundancia.

Tabla 4: Especies del fitoplancton dominantes en biovolumen o abundancia para cada muestreo. Especies pertenecientes a Chlorophyta en verde, a Cyanobacteria en celeste y a Chrysophyceae en amarillo.

	Fecha	Dominante en Biovolumen	Dominante en Abundancia
Islote	20/1/2016	<i>Pediastrum simplex</i>	<i>Tetrastrum triangulare</i>
	9/2/2018	<i>Aphanocapsa cf. elachista</i>	<i>Pediastrum kawraiskyi</i>
	6/2/2023	<i>Pediastrum kawraiskyi</i>	<i>Pediastrum kawraiskyi</i>
Rod-19	25/2/2017	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	<i>Aphanocapsa elachista</i>
	10/2/2023	<i>Oocystis lacustris</i>	<i>Ochromonas sp.</i>
Rod-24	25/2/2017	<i>Snowella fennica</i>	<i>Aphanocapsa elachista</i>
	10/2/2023	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>

b) Biovolumen y abundancia de los grupos funcionales fitoplanctónicos

Tabla 5: Descripción de los grupos funcionales del fitoplancton (clasificación de Salmaso y Padišák (2007) predominantes, en cuanto a su biovolumen o abundancia, en las lagunas analizadas.

Código de Grupo	Grupos Morfo-Funcionales (clasificación de Salmaso y Padišák (2007))	Características (según Reynolds et al. (2002))
1c	Flagelados - Potenciales Mixótrofos - Grandes - Unicelulares - Grandes Euglenophyta.	Especies presentes en pequeños estanques orgánicos.
2a	Flagelados - Potenciales Mixótrofos - Pequeños - Unicelulares - Pequeñas Chrysophyta, Haptophyta.	Involucra a pequeños nanopláncteres presentes en cuerpos de agua someros meso-eutróficos.
2d	Flagelados - Potenciales Mixótrofos - Pequeños - Unicelulares - Cryptophyta.	Se encuentran en una amplia gama de hábitats y son tolerantes a baja disponibilidad de luz pero sensibles a predación del zooplancton.

3b	Flagelados - Principalmente autótrofos - Volvocales coloniales.	Especies típicas de cuerpos de agua someros ricos en nutrientes. Son sensibles a la disminución de nutrientes y tolerantes a alta intensidad de luz.
5b	No flagelados – Cyanobacteria – Colonias - Grandes Chroococcales con aerótopos.	Especies típicas de cuerpos de agua someros ricos en nutrientes. Son sensibles a mezclas profundas y tolerantes a pH alcalino.
5c	No flagelados – Cyanobacteria – Colonias – Principalmente grandes Chroococcales sin aerótopos.	
5d	No flagelados – Cyanobacteria – Colonias - Pequeñas colonias Chroococcales.	
6b	No flagelados – Diatomeas (Bacillariophyta) – Grandes – Pennadas.	Especies presentes en cuerpos de agua someros, oxigenados y turbios. Son sensibles a la disminución de nutrientes.
7a	No flagelados – Diatomeas (Bacillariophyta) – Pequeñas – Céntricas.	Especies presentes en lagos eutróficos de pequeño y mediano tamaño. Son sensibles a la estratificación.
8a	No flagelados – Unicelulares – Grandes – Conjugatophyta, Chlorophyta.	Típico en ambientes eutróficos. Especies tolerantes a luz tenue y a deficiencia de carbono; sensibles a estratificación.
9b	No flagelados – Unicelulares – Pequeñas – Conjugatophyta.	Involucra a pequeños nanopláncteres presentes en ambientes someros eutróficos a hipertróficos.
10a	No flagelados - Coloniales – Filamentosos – Chlorophyta.	Presente en capas mezcladas persistentemente, en las cuales la luz es cada vez más limitante.
10c	No flagelados - Coloniales – Filamentosos – Xanthophyta.	
11a	No flagelados - Coloniales – Chlorococcales - No filamentosos - Colonias no “gelatinosas” y sin motilidad.	Presentes en sistemas someros mezclados y altamente enriquecidos. Sensibles a la sedimentación en condiciones de poca luz.

11b	No flagelados - Coloniales - Chlorococcales - No filamentosos - Colonias "gelatinosas".	Típicos de lagos claros meso-eutróficos con mezclas profundas. Tolerantes a la alta turbidez y a la escasez de nutrientes, pero sensibles a la deficiencia de CO <sub>2</sub> .
-----	---	---

En la figura 9 se compara el biovolumen de los grupos funcionales predominantes de fitoplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas.

Se puede apreciar que el aumento del biovolumen luego de la remoción, en las diferentes lagunas se debe principalmente al aumento de los grupos funcionales 5c, 5d, 11a y 11b. Estos grupos, tal como se explica en la tabla 5, se caracterizan por ser típicos de cuerpos de agua someros y ricos en nutrientes. A su vez, los grupos 5c, 11a y 11b suelen estar compuestos de especies de gran tamaño que forman colonias (Tabla 5).

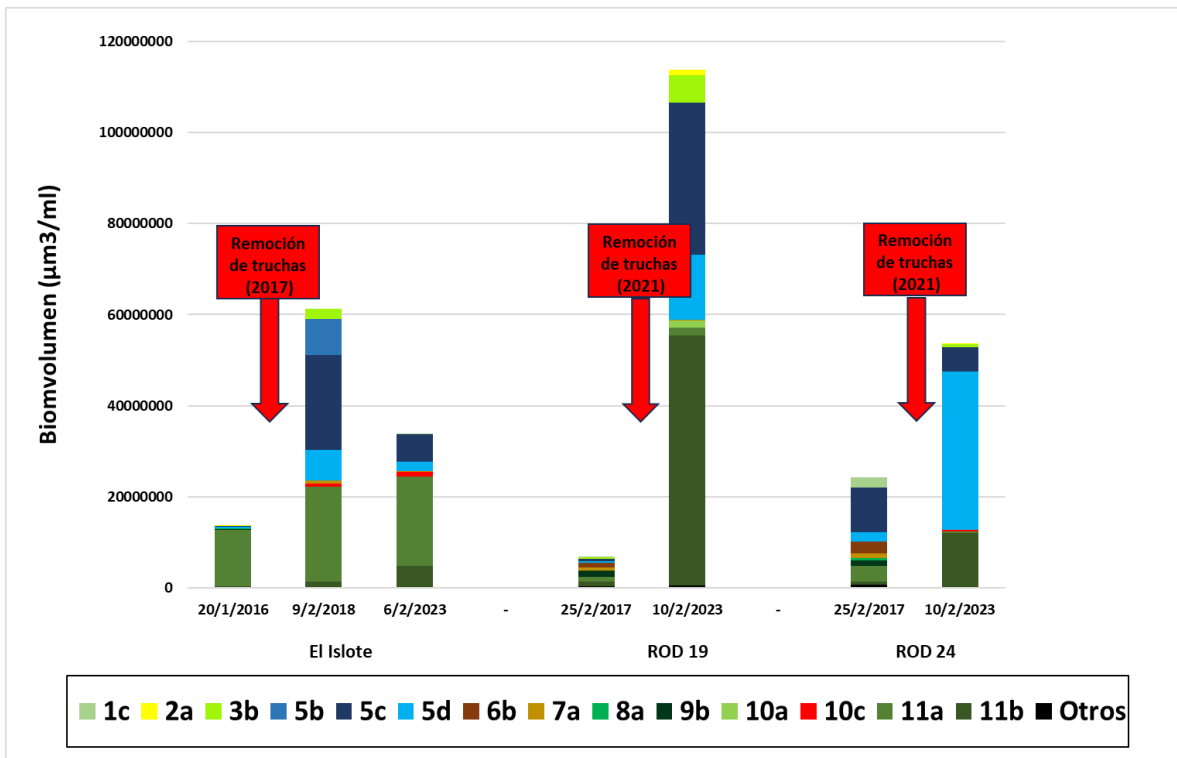
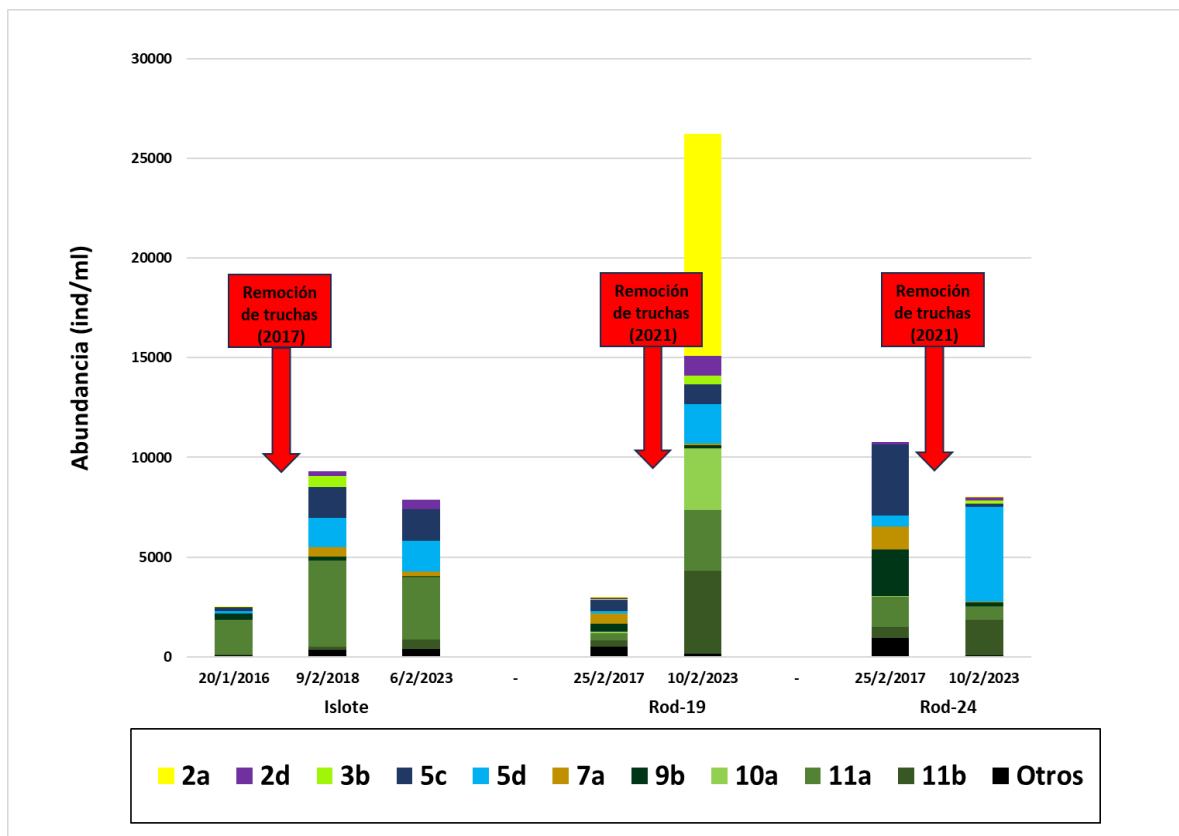


Figura 9: Biovolumen de los grupos funcionales predominantes del fitoplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas. Los códigos de los grupos se muestran en la Tabla 5.

En la figura 10 se compara la abundancia de los grupos funcionales predominantes de fitoplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas. El aumento de la abundancia total en la laguna Islote se debió principalmente al aumento de los grupos funcionales 5c, 5d y 11a. En la laguna Rod-19 el aumento se atribuyó mayormente a los grupos 2a (el que más aumentó), 5d, 10a, 11a y 11b. Por último, en Rod-24, se destacó la disminución de la abundancia de los grupos 5c, 9b, 7a y 11a, y el aumento de la abundancia de los grupos 5d y 11b. Tanto los grupos funcionales cuyas abundancias fueron las que mayor aumento presentaron en las primeras dos lagunas, como los que oscilaron en la laguna Rod-24, se caracterizan por ser típicos de cuerpos de agua someros y ricos en nutrientes (Tabla 5). A su vez, los grupos 5c, 11a, 10a y 11b suelen estar compuestos por especies de gran tamaño que forman colonias, y el grupo 2a involucra a pequeños nanopláncteres unicelulares. Además, en las lagunas Islote y Rod-19 se vio un aumento del grupo 2d (luego de la remoción), que incluye a especies pequeñas unicelulares muy sensibles a predación del zooplancton (Tabla 5).





*Figura 10: Abundancia de los distintos grupos funcionales del fitoplancton, antes y luego de la remoción parcial de truchas, para las tres lagunas. Los códigos de los grupos se muestran en la Tabla 5.*

## **Discusión**

### Caracterización limnológica de las lagunas

De acuerdo a los valores de pH, conductividad y transparencia, y en base a los datos previos (Porcel, 2020), estos cuerpos de agua se pudieron caracterizar como alcalinos mesotróficos. No se observaron grandes variaciones de estas variables entre lagunas ni entre muestreos.

Fue muy llamativa la importante disminución del área de las lagunas Islote y Rod-24 (detectada por imágenes satelitales), acompañada de una gran disminución de la cobertura de macrófitas en todas las lagunas a través del tiempo (entre muestreos). Esto es consistente con lo registrado en investigaciones previas realizadas en otros sistemas acuáticos, que mostraron que, como consecuencia de la disminución hidrométrica, generalmente las lagunas sufren la pérdida de cobertura de plantas sumergidas y un aumento en la clorofila a, los sólidos suspendidos, la conductividad y la concentración de nutrientes (Williams, 1999; Fernández-Aláez et al., 1999; Gyllstrom et al., 2005). Esto también fue reportado previamente para otras lagunas de las mesetas patagónicas (Lancelotti et al., 2016; Izaguirre et al., 2018). Cabe señalar que el régimen hídrico de las lagunas de esta región es muy dinámico (Lancelotti, 2009; Lancelotti et al., 2010; Lancelotti et al., 2020), con importantes variaciones interanuales determinadas por el equilibrio entre la cantidad de precipitación y la tasa de evaporación (Paruelo et al., 1998), favorecida por la alta irradiancia y los intensos vientos del oeste. En particular, las lagunas poco profundas se ven más afectadas por los cambios en las precipitaciones y las nevadas (Izaguirre et al., 2018).

En los últimos años, más allá de cualquier variabilidad interanual en el régimen de precipitaciones, se evidenció que en la región de la Patagonia, la disminución de las

precipitaciones y el aumento de las temperaturas se están intensificando, probablemente debido al cambio climático global (Barros et al., 2014). Esto ha tenido repercusiones en las lagunas de las mesetas patagónicas, donde diferentes estudios han señalado una reducción en el nivel del agua en muchos lagos y la sequía completa en aquellos de menor profundidad (Roesler et al., 2012; Izaguirre et al., 2018). Los lagos arreicos, que dependen de la deposición de nieve en el área circundante, parecen ser los más afectados por las alteraciones en los regímenes climáticos. Asimismo, análisis de series temporales de imágenes satelitales entre 1973 y 2016 indicaron una tendencia negativa significativa en la cobertura de agua en la meseta del Lago Strobel, especialmente en los hábitats reproductivos del Macá tobiano (Lancelotti et al., 2020). Este patrón también se ha observado en las otras mesetas de la provincia de Santa Cruz.

Aunque en la laguna Rod-19 no se haya evidenciado una disminución notable en el nivel hídrico (al comparar los valores entre ambos muestreos), no se descarta la posibilidad de que la laguna esté atravesando los impactos de la sequía regional (tal como la reducción de la cobertura vegetal observada en la laguna). Ésta podría haber experimentado cambios del área entre los intervalos de tiempo analizados que no hayan sido detectables en las imágenes satelitales analizadas.

### Zooplankton

Como se mencionó en la introducción, existen numerosas investigaciones a nivel mundial (Crowl et al., 1992; Townsend, 1996; McDowall, 2003; McDowall, 2006; Soto et al., 2006; Macchi et al., 2007; Habit et al., 2010; Correa et al., 2012) y también específicamente acerca de lagunas de la Estepa Patagónica (Modenutti y Balseiro, 1994; Ortubay et al., 2006; Reissig et al., 2006), sobre la introducción de salmónidos que muestran los efectos que puede producir sobre el zooplankton. Algunos de ellos son la alteración de las cadenas tróficas por depredación y competencia, la modificación de la estructura de las comunidades acuáticas, y en especial la disminución de las tallas y composición del zooplankton por la depredación selectiva de los taxones más visibles (Tiberti et al., 2014a; Tiberti et al., 2014b),

debido a que los peces son predadores visuales. Estas alteraciones pueden a su vez, causar cambios de régimen de los cuerpos de agua (Carpenter y Kitchell, 1993; Scheffer, 1998), tal como se explicó en la introducción, a partir de la teoría de estados alternativos en lagunas (Jeppesen et al., 1990; Scheffer et al., 1993; Scheffer, 2009)

En particular, estudios realizados en las lagunas de la Meseta del Lago Strobel, han evidenciado diferencias significativas en el tamaño del zooplancton y la estructura de la comunidad entre las lagunas que no tenían peces y las que estaban sembradas con truchas, tales como reducción significativa en el tamaño medio de cladóceros del género *Daphnia*, copépodos del género *Boeckella*, y ausencia de anfípodos pelágicos (principales presas de la trucha en esta región (Lancelotti et al., 2015), en lagos con introducción de peces (Lancelotti et al., 2016). Además, se observó una menor abundancia de biomasa total del zooplancton y biomasa del macrozooplancton en las lagunas con peces (Izaguirre et al., 2018). Adicionalmente, estas lagunas mostraron una mayor abundancia y biomasa de rotíferos (Izaguirre et al., 2018; Porcel, 2020), demostrando que la depredación de truchas sobre el zooplancton más grande (macrozooplancton) podría favorecer el desarrollo de rotíferos. En efecto, existe evidencia de que la presión por predación ejercida por los peces puede conducir a comunidades pelágicas compuestas por cladóceros y copépodos (macrozooplancton) de pequeño tamaño, pero con altas densidades de rotíferos (fracción de menor tamaño del zooplancton) (Hobæk et al., 2002), debido a la disminución de la capacidad competitiva del macrozooplancton por causa de la disminución de su tamaño corporal (Rao y Kumar, 2002).

Considerando estos antecedentes, tal como se planteó en la hipótesis 1, se esperaba que luego de realizar las remociones de truchas, la estructura del zooplancton de las lagunas se revirtiera, asemejándose a los datos bibliográficos de las lagunas que nunca tuvieron truchas. Algunos resultados obtenidos, que se discuten a continuación parecen sustentar la hipótesis planteada.

En este estudio el macrozooplancton estuvo dominado principalmente por copépodos calanoideos del género *Boeckella* y por cladóceros del género *Daphnia* (con algunas excepciones). Se pudieron registrar tres especies de copépodos del género *Boeckella*, lo que representa un cuarto de las especies del género que se habían reportado previamente en las lagunas de este ambiente (Menu-Marque et al., 2000). Notablemente, cabe destacar que se observó la presencia de *Parabroteas sarsi*, copépodo de gran talla (cuya alimentación incluye estadios iniciales de copépodos y cladóceros), el que únicamente estuvo presente luego de la remoción de truchas. Esto puede considerarse como un indicio de la disminución de predación sobre presas de gran talla cuando los peces fueron removidos. En los casos que se observaron anfípodos, estos pertenecieron al género *Hyaella*.

Por su parte, el microzooplancton estuvo representado por larvas nauplii de las diferentes especies de copépodos y por rotíferos. Esta composición coincide con lo reportado en trabajos previos realizados en la región (Modenutti y Balseiro, 1994; Diéguez y Balseiro, 1998; Menu-Marque et al., 2000; Reissig et al., 2006; Lancelotti, 2009). Entre los rotíferos, en todos los muestreos dominó *Keratella kostei*, especie típica de ambientes eutróficos con altos niveles de turbidez y de conductividad (Menu-Marque y Marinone, 1986; Marinone, 1994, Marinone et al., 2006), coincidiendo con los registros de Porcel (2020) en las lagunas con presencia de truchas.

Según la predicción 1, se esperaba que los diferentes grupos del macrozooplancton, tanto individualmente como en su conjunto, aumentarían en biomasa y abundancia, mientras que los rotíferos disminuirían en ambas variables.

Tal como se esperaba según la predicción 1, en la laguna Islote, en el primer muestreo luego de la remoción de truchas (un año posterior a la misma) se observó un aumento de la biomasa y abundancia de los anfípodos, los que constituyen una de las principales presas de las truchas por ser los zoopláncteres de mayor talla, así como de copépodos grandes (especies de mayor tamaño), mientras que se observó una disminución

de la biomasa y abundancia de rotíferos. Sin embargo, el aumento de zoopláncteres de mayor talla no persistió en el tiempo, particularmente en el muestreo realizado cinco años más tarde; esto pudo deberse a una recuperación de la población de truchas (observación personal). Contrariamente a lo esperado, se observó una disminución de la abundancia y biomasa de los cladóceros y copépodos chicos.

Por su parte, en la laguna Rod-24, tal como se esperaba, después de la remoción de peces se observó un aumento de la biomasa y abundancia de los cladóceros y una disminución de la biomasa y abundancia de los rotíferos. Sin embargo, la biomasa de los anfípodos disminuyó y también lo hizo la abundancia de los copépodos, aunque no así su biomasa.

En la laguna Rod-19, tal como se esperaba, también hubo un aumento de la biomasa y abundancia de los anfípodos, copépodos grandes y cladóceros luego de la remoción. Aunque el aumento de los cladóceros fue muy grande, dado que la remoción de peces en esta laguna fue únicamente de cuatro truchas, es poco probable que estos cambios se hayan debido solo a la remoción. Además, contrariamente a lo esperado, se observó una disminución de la biomasa y abundancia de copépodos chicos y un aumento de la biomasa y abundancia de rotíferos.

De tal manera, si bien en muchos casos se observaron las respuestas esperadas de acuerdo a la hipótesis 1 planteada, no todas las respuestas fueron acordes a lo esperado y además se observó variabilidad en ellas entre lagunas. A su vez, los análisis estadísticos realizados para evaluar los cambios en la biomasa y abundancia de todos los integrantes del macrozooplancton en su conjunto por un lado y de los rotíferos (integrantes del microzooplancton) por el otro, no evidenciaron diferencias significativas. No obstante, es de destacar que se observaron tendencias acordes a lo planteado en la predicción 1' con respecto a las tallas del macrozooplancton en las tres lagunas. Particularmente, luego de la remoción parcial de truchas se observó un aumento de la talla máxima, un aumento de la abundancia relativa de las tallas mayores a 1,6 mm (en especial en el Islote y Rod-19) y en

algunos casos un aumento de la talla mínima (Rod-24). Sin embargo, las diferencias no fueron estadísticamente significativas, probablemente por una falta de potencia debido al bajo número de lagos y muestreos analizados. Por lo tanto, en próximos estudios sería ideal poder llevar a cabo la remoción de truchas y sus respectivos análisis en un mayor número de lagunas para poder potenciar las pruebas estadísticas.

Por otro lado, la ausencia de diferencias significativas en la estructura del macrozooplancton y microzooplancton en las lagunas entre antes y después de la remoción parcial de truchas, podría estar relacionada con el hecho que estos peces también consumen otras presas, tales como macroinvertebrados (ej.: larvas de insectos), presentes comúnmente en los cuerpos de agua de esta región (Lancelotti et al., 2015; López, 2015), que no forman parte del zooplancton y que no fueron analizados en esta tesis. En este sentido, los resultados obtenidos concuerdan con los de Porcel (2020), quien tampoco encontró diferencias significativas en la estructura de los microcrustáceos (cladóceros y copépodos), entre lagunas con y sin peces, pero sí observó la presencia de larvas de insectos sólo en lagunas sin peces (Porcel et al., 2022). Además, los efectos de la depredación pueden variar según la vulnerabilidad de los organismos y su capacidad de escape y defensa. Factores como la coloración, el tamaño y el comportamiento (ej. las migraciones horizontales y verticales) de cada especie pueden influir en la probabilidad de ser consumidas. Además, dado que las truchas son depredadores visuales, las características limnológicas como la presencia de macrófitas litorales que ofrecen refugio a organismos pelágicos y bentónicos, y la turbidez que reduce la detección de presas, pueden modular los efectos de la depredación (Lancelotti, 2009).

Cabe señalar que los muestreos realizados previamente a la remoción de truchas en las lagunas Rod-19 y Rod-24 fueron realizados cuatro años antes de la remoción, por lo que estos muestreos no estarían mostrando el estado exacto de la comunidad zooplanctónica al momento de la remoción.

Además, es importante mencionar que los trabajos de remoción de truchas realizados en cada laguna fueron disímiles, pudiendo ser una de las principales causas de la respuesta heterogénea entre lagunas, además de la gran diferencia entre el área de las lagunas muestreadas (siendo el área de la laguna Islote, más de cuarenta veces mayor que las otras dos). Por ejemplo tal como se observa en la tabla 1, en la laguna Rod-24 la remoción de biomasa de truchas relativizada al área de las lagunas fue mayor (3575,7 kg/km<sup>2</sup>), seguido por la laguna Islote (539,6 kg/km<sup>2</sup>) y por último Rod-19 donde la remoción fue muy pequeña (141,2 kg/km<sup>2</sup>); en el caso de Rod-19, si bien se llevó a cabo la remoción por haberse observado la presencia de truchas, la laguna nunca había sido sembrada, y por lo tanto se puede asumir que los peces hallados ingresaron de alguna otra manera (ej. conexión temporaria con otro sistema), pero es muy probable que la abundancia fuera muy baja, ya que una pesca intensa en esta laguna sólo arrojó un resultado de 4 peces capturados. Por lo tanto, es de esperar que las respuestas a la remoción tampoco sean similares, en las diferentes lagunas.

Asimismo, no se pueden atribuir exclusivamente a la remoción de truchas todos los cambios en la estructura de la comunidad zooplanctónica. En la laguna Rod-19, a pesar de que la remoción de truchas fue bastante escasa, como ya se mencionó, se registraron grandes modificaciones de la biomasa de cladóceros, ampliación del rango de tallas del macrozooplancton y un gran aumento de la abundancia de los rotíferos (siendo esto último opuesto a lo esperado). Esto evidencia que en las lagunas hubo variabilidad en la comunidad zooplanctónica independiente de la remoción de truchas, aunque esta última también haya podido tener su influencia. Esa variabilidad podría también deberse a la disminución de precipitaciones y aumento de la temperatura observada en los últimos años en toda la región, probablemente vinculada con el cambio climático global (Roesler et al., 2012; Barros et al., 2014; Izaguirre et al., 2018). Estos cambios afectan de manera diferente a cada cuerpo de agua según su morfometría, régimen (claro o turbio), tipo de cuenca, etc., pudiendo desencadenar un cambio heterogéneo en la estructura de las comunidades

zooplanctónicas de las lagunas. Por ejemplo, el incremento de rotíferos observado en la laguna Rod-19 podría estar relacionado con el cambio de régimen provocado por la reducción de macrófitas acuáticas y un aumento en la biomasa fitoplanctónica, aspecto que se discute más abajo. De hecho, estudios observacionales respaldan la idea de un aumento en la proporción relativa y en la biomasa del microzooplancton en lagos más eutróficos (Pijanowska, 1980; Sprules, 1980; Bays and Crisman, 1983).

### Fitoplancton

Estudios previos realizados en las lagunas de la meseta del Lago Strobel, han evidenciado una mayor biomasa y abundancia de fitoplancton y particularmente de cianobacterias en lagunas con truchas (en comparación con lagunas sin peces con características similares) (Izaguirre y Saad, 2014; Porcel, 2020; Izaguirre et al., 2018), con predominio de especies y grupos funcionales típicos de ambientes más eutrofizados (Porcel, 2020). También se sabe que la presencia de truchas podría tener efectos indirectos sobre las características limnológicas, como el aumento de la turbidez y recirculación de nutrientes, pudiendo modificar el régimen del cuerpo de agua de un estado de aguas claras a un estado más turbio con declinación de las macrófitas sumergidas (Porcel, 2020). A su vez, en las lagunas de la región sembradas con truchas se ha registrado también el predominio de grupos funcionales fitoplanctónicos característicos de estados eutróficos, que incluían a especies de cianobacterias coloniales, así como a otros organismos de gran tamaño que resultan menos susceptibles a la presión de depredación (Saad, 2016; Saad et al., 2018; Porcel, 2020). Este fenómeno se encuentra relacionado con la depredación visual que los peces ejercen sobre el zooplancton, mostrando preferencia por organismos de mayor tamaño. En este escenario, el rango de tallas del zooplancton disminuye (Lancelotti et al., 2016) y por lo tanto se reduce el control sobre las algas más grandes, pudiendo además desencadenarse un aumento de la biomasa algal (Carpenter et al., 1985; Pace et al., 1999).



Por otro lado, en trabajos de remoción de peces, tales como los que se llevaron a cabo en una laguna de Dinamarca, se observó un cambio de un estado turbio dominado por fitoplancton a un estado de aguas claras dominado por macrófitas sumergidas, con valores más bajos de clorofila (Søndergaard et al., 2017).

Considerando estos antecedentes, se esperaba que luego de realizar las remociones de truchas, las condiciones de las lagunas se revirtieran hacia menor abundancia y biovolumen algal y menor representatividad de grupos funcionales de ambientes eutróficos, tales como en las lagunas de la región en las que nunca se sembraron truchas. Sin embargo, contrario a lo planteado en la hipótesis 2, luego de la remoción de truchas en las tres lagunas hubo un gran aumento del biovolumen del fitoplancton. El aumento en biovolumen se debió principalmente a los taxones Chlorophyta y Cyanobacteria (los dos grupos fitoplanctónicos dominantes)

Tampoco se verificó lo planteado en la hipótesis 3, ya que se observó un aumento del biovolumen y abundancia de grupos funcionales fitoplanctónicos que se caracterizan por ser típicos de cuerpos de agua ricos en nutrientes, y en su mayoría estar compuestos de especies de mayor tamaño que forman colonias (grupos 5c, 5d, 11a y 11b). En general, las especies dominantes en cuanto a biomasa o abundancia, (tanto antes como luego de la remoción) fueron algas grandes de Chlorophyta con menor tasa de crecimiento (por ejemplo, *Pediastrum kawraiskyi*) o formadoras de colonias de Cyanobacteria (por ejemplo, *Aphanocapsa elachista*), que resultan menos susceptibles a la presión de predación. Esto fue también opuesto a lo planteado, ya que se esperaba que luego de la remoción la representatividad de algas de mayor tamaño iba a ser menor. Sin embargo, en lo que respecta a la abundancia, luego de la remoción se observó en la laguna Rod-19 un incremento notable del grupo 2a, representado por *Ochromonas* (que resultó ser dominante), género reportado para casi todos los tipos de regímenes en cuerpos de agua patagónicos (Saad, 2016; Saad et al., 2018), que involucra a pequeños nanopláncteres. Además, en las lagunas Islote y Rod-19 se vio un aumento del grupo 2d (luego de la

remoción), que incluye a especies pequeñas unicelulares muy sensibles a predación del zooplancton. Debido a su pequeño tamaño, este aumento en la abundancia de crisofitas y criptofitas, no se vio reflejado en el biovolumen, pero es importante tenerlo en cuenta porque indica un cambio en la composición. De tal manera, si bien la predicción de la hipótesis 3 no se cumplió, este aumento de pequeños fitopláncteres puede haber sido influenciado por la remoción de truchas, tal como proponía dicha hipótesis.

El notorio aumento en el biovolumen algal en las lagunas, resultado opuesto a lo esperado, probablemente se debió a la disminución del nivel hídrico ocurrida en los últimos años en toda la región por la reducción en las precipitaciones, atribuido probablemente al cambio climático, como ya fuera mencionado en la Introducción. Como fuera señalado, este aumento del biovolumen y abundancia fitoplanctónica ocasionada por el descenso del nivel hidrométrico ya se había observado en otras lagunas de la región analizadas previamente. En particular, Izaguirre et al. (2018) observaron que la reducción del nivel hidrométrico en lagos someros vegetados de la estepa patagónica estuvo acompañada de una disminución de plantas acuáticas sumergidas (menor biomasa y marchitamiento) y un aumento de la biomasa de fitoplancton, demostrando que el nivel hídrico es un factor clave asociado con el cambio de régimen de un estado de aguas claras a uno de aguas turbias. Los estudios de Porcel et al. (2019) mostraron el mismo comportamiento; particularmente en ellos se observó, además, que la reducción de volumen de las lagunas también conducía a un aumento de la abundancia de algas picoeucariotas y picocianobacterias. En estudios realizados en otras regiones de la Argentina, tales como en un lago poco profundo ubicado en la llanura pampeana (Sánchez et al., 2015) y en cuerpos de agua de un humedal de la Cuenca del Bajo Paraná (Izaguirre et al., 2010), se han reportado patrones similares. Las plantas acuáticas sumergidas se ven severamente afectadas por las fluctuaciones hidrométricas ya que al disminuir el volumen de agua de las lagunas los nutrientes se concentran, al igual que los sólidos suspendidos y el fitoplancton. Esto le da ventaja al fitoplancton en la competencia frente a las macrófitas, tal como se describe en la teoría de

estados alternativos en lagunas (Jeppesen et al.,1990; Scheffer et al., 1993; Scheffer, 2009), alcanzando un estado de aguas turbias dominado por fitoplancton y con ausencia de macrófitas.

En este escenario, las respuestas esperadas a la remoción de truchas sobre la estructura de comunidades acuáticas autotróficas podrían estar siendo opacadas por la disminución del nivel hídrico de las lagunas.

## **Conclusiones**

Los estudios realizados en esta tesis evidenciaron una tendencia de incremento en las tallas del macrozooplancton luego de la remoción de las truchas en los tres lagos estudiados, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas. Respecto a las variaciones de la biomasa y abundancia de los diferentes grupos del macrozooplancton y microzooplancton no se distinguió una gran tendencia, de tal manera que, si bien en muchos casos se observaron respuestas esperadas, hubo muchas que no fueron acordes a lo esperado y además se observó gran variabilidad en ellas entre lagunas. A su vez, los análisis estadísticos realizados para evaluar los cambios en la biomasa y abundancia de todos los integrantes del macrozooplancton en su conjunto por un lado y de los rotíferos (integrantes del microzooplancton) por el otro, no evidenciaron diferencias significativas. En lo que respecta a la comunidad fitoplanctónica las respuestas fueron muy diferentes a lo esperado, debido a que las truchas no son el único evento estresante que están sufriendo las lagunas de las mesetas patagónicas. La sequía, vinculada posiblemente con el cambio climático, probablemente está jugando un rol preponderante en los cambios de régimen de los cuerpos de agua y como consecuencia, en la biomasa del fitoplancton.

Este trabajo constituye la primera evidencia sobre las respuestas de la remoción de truchas en lagos de la meseta patagónica que fueron sembrados con fines productivos. Dadas las características de aislamiento de los lagos de las mesetas patagónicas y a las condiciones climáticas extremas de la región, resulta sumamente valioso obtener información *in situ* luego de un esfuerzo importante de remoción de peces en varios de estos sistemas, ya que

estudios previos demostraron los efectos indeseables de la siembra de peces exóticos desde el punto de vista de la conservación. Hasta la presente tesis sólo se habían comparado lagos sembrados con lagos sin peces, pero nunca se habían analizado los cambios en sistemas en los que se habían realizado remociones. No obstante, estos son resultados preliminares, y para obtener conclusiones más claras sobre las respuestas de las comunidades planctónicas a la remoción de truchas sería necesario llevar a cabo investigaciones en un mayor número de lagunas lo más homogéneas posibles en sus características limnológicas y un mayor número de muestreos en cada una. También sería importante analizar tanto muestras litorales como de la zona limnética. También se podría implementar alguna técnica para medir la abundancia de truchas antes y luego de la remoción para saber si los cambios fueron significativos y comparables entre lagunas. Sin embargo, como se mencionó, hay que tener en cuenta las dificultades logísticas para el acceso a estas lagunas, y que si bien sería ideal que las lagunas analizadas fueran homogéneas entre sí, no todas las lagunas que fueron sembradas con truchas por los pobladores y a las que los dueños permiten que se les haga la remoción, son necesariamente similares en sus características limnológicas.

Este estudio sienta las bases para poder diseñar a futuro nuevas investigaciones más exhaustivas sobre el efecto de la remoción de las truchas, las que serán cruciales para la preservación de estos cuerpos de agua. Estos ecosistemas son especialmente vulnerables al impacto antrópico (por ejemplo, la introducción de especies) en combinación con los posibles efectos del cambio climático. Su conservación es crucial ya que representan los reservorios de agua más importantes de la región y constituyen los principales hábitats de alimentación y reproducción de varias especies de aves acuáticas endémicas de la Patagonia, incluyendo el Macá Tobiano, catalogado en peligro crítico de extinción. De tal manera, la evaluación del estado de conservación de estos entornos acuáticos y la creación de herramientas de gestión para su preservación requieren información detallada sobre los procesos ecológicos que los regulan.

## **Financiamiento**

Este trabajo de tesis de Licenciatura pudo llevarse a cabo gracias al financiamiento proporcionado por el Proyecto Macá Tobiano y a las facilidades logísticas provistas por la familia Rodríguez en la Meseta del Lago Strobel, y el lodge “Jurassic Lake”. Además, se contó con aportes del proyecto PICT 2021-III-A-00090. Este estudio forma parte de las actividades de investigación del Convenio de Asesoría Técnica (CAT) Energía Argentina S.A – CONICET, de acuerdo con los lineamientos del Programa de Monitoreo de Especies Protegidas - Macá tobiano (*Podiceps gallardoi*; inciso 6.1.3.7.3 del Plan Director de Gestión Ambiental (PDGA)).

## **Agradecimientos**

A mis directores Irina y Julio por darme la oportunidad de investigar en este fascinante tema, viajar a este hermoso lugar, y transmitirme su pasión por la ciencia y la limnología. ¡Gracias por toda su ayuda!

A Cristina por todo su tiempo y la dedicación que me brindó, siempre tan predispuesta.

A Lu por haberme acompañado en la campaña y ayudado en el muestreo. Y a su familia por alcanzarnos parte del viaje.

A Sol por toda su ayuda, y por su generosidad al haberme compartido sus datos de investigaciones previas. A Martín Graziano por ayudarme con los análisis estadísticos. A Laura, Inés y Griselda por sus consejos. A todo el laboratorio de Limnología por abrirme las puertas.

Al proyecto Macá Tobiano por recibirnos en Santa Cruz y darme todas las facilidades para realizar el muestreo. A Patricia Pérez por su ayuda en los muestreos y por alcanzarnos desde Bariloche. A los voluntarios del proyecto Macá Tobiano, Florencia Ayala y Germán Gil por su ayuda y su buena onda. Y a los geólogos Emiliano y Fernando, que fueron muy buenos compañeros de campaña.

En la Meseta del Lago Strobel, le doy mi agradecimiento a la familia Rodríguez por habernos permitido ingresar a sus campos y habernos alojado. Y al lodge “Jurassic Lake” también por habernos brindado alojamiento.

Y a los habitantes ancestrales de estas tierras, los pueblos originarios, cuya presencia aún se puede sentir en cada rincón de la meseta, en los fuertes vientos, en las rocas, en sus grabados...

A todos los y las docentes que tuve a lo largo de la carrera que me inspiraron y me regalaron hermosos momentos de aprendizaje. ¡A los jurados!

A mi tutora Fabi, que siempre estuvo ahí cuando la necesité.

Y por sobre todo, quiero agradecer a mi familia, que me apoyó en todos estos años de carrera, y en toda mi vida, con mucho amor y ayuda incondicional, mi Papá, mi Mamá, Aili, Tahi, mi novia Lu (y su familia), mis amigos Darío y Mukunda (y sus familias), Néstor (mi padrino), mis tías Gabi y Laura y mi primo Iván.

¡Además, quiero agradecer a todos mis amigos y amigas! ¡Y a todos mis maestros de la vida! ¡Y a mi país y mi universidad, por darme una magnífica educación gratuita de calidad!

### **Referencias bibliográficas**

Adamowicz, S. J., Hebert, P. D. N., & Marinone, M. C. (2004). Species diversity and endemism in the *Daphnia* of Argentina: a genetic investigation. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 140, 171–205.

Bahls, P. (1992). The status of fish populations and management of high mountain lakes in the western United States. *Northwest Science*, 66, 183-193.

Bandieri, L. (2011). Dieta y crecimiento de la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) en lagunas de la meseta del Lago Strobel, Santa Cruz. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional de la Patagonia.

Barros, V. R., Boninsegna, J. A., Camilloni, I. A., Chidiak, M., Magrín, G. O., & Rusticucci, M. (2014). Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. *WIREs Climate Change*, 6, 151-169.

Bayly, I. A. E. (1992). Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65, 17–63.

Bays, J. S., & Crisman, T. L. (1983). Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40, 1813–1819.

Benke, A. C., Huryn, A. D., Smock, L. A., & Wallace, J. B. (1999). Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(3), 308-343.

BirdLife International (2016). *Podiceps gallardoi*. <http://www.birdlife.org/news/tag/podiceps-gallardoi>.

Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht Ilkowska, A., Kurosawa, H., Larsson, P., Weglenska, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24, 419-456.

Bourrelly, P. (1970). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Editions N. Boubée & Cie, Paris, 512 pp.

Bourrelly, P. (1972). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les algues vertes. Editions N. Boubée & Cie, Paris, 572 pp.

Bourrelly, P. (1981). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome II: Les algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Société Nouvelle des éditions Boubée, Paris, 517 pp.

Brooks, J. L., & Dodson, S. I. (1965). Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150, 28–35.

Cabrera, A. L. (1994). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Editorial Acme, Buenos Aires.

Canevari, P., Blanco, D. E., Bucher, E., Castro, G., & Davidson, I. (1998). Los humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International*, 46, 1–208.

Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., & Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35, 634–639.

Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (1993). *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge University Press.

Correa, C., Bravo, A. P., & Hendry, A. P. (2012). Reciprocal trophic niche shifts in native and invasive fish: salmonids and galaxiids in Patagonian lakes. *Freshwater Biology*, 57, 1769–1781.

Crowl, T. A., Townsend, C. R., & McIntosh, A. R. (1992). The impact of introduced brown and rainbow trout on native fish: the case of Australasia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3, 217–241.

Díaz, M., Pedrozo, F., & Baccala, N. (2000). Summer classification of Southern Hemisphere temperate lakes (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 5, 213–229.

Díaz, M., Pedrozo, F., Reynolds, C., & Temporetti, P. (2007). Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 37(1), 17–27.

Diéguez, M. C., & Balseiro, E. G. (1998). Colony size in *Conochilus hippocrepis*: defensive adaptation to predator stage sizes. *Hydrobiologia*, 387, 421–427.

Dodson, S. L., Cáceres, C. E., & Rogers, D. C. (2010). Chapter 20. Cladocera and other Branchiopoda. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, Third Edition. Academic Press, Elsevier, pp. 773–827.

Downing, J. A., & Rigler, F. H. (1984). *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. IBP Handbook #17. Oxford: Blackwell Scientific Publishers.



Ettl, H. (1983). Chlorophyta I (Phytomonadina). En: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Pascher, A. (ed.). VEB Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Nueva York, 807 pp.

Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., & Bécares, E. (1999). Influence of water level fluctuation on the structure and composition of the macrophyte vegetation in two small temporary lakes in the northwest of Spain. *Hydrobiologia*, 415, 155–162.

Fjeldså, J. (1986). Feeding ecology and possible life history tactics of the hooded grebe *Podiceps gallardoi*. *Ardea*, 74, 40–58.

Frey, D. G. (1993). Species of *Pleuroxus* (Anomopoda, Chydoridae) from the subantarctic islands and southernmost South America: a partial unravelling of the *Pleuroxus aduncus* problem. *Hydrobiologia*, 262, 145–188.

Gilbert, J. J. (1988). Susceptibilities of ten rotifer species to interference from *Daphnia pulex*. *Ecology*, 69, 1826–1838.

Gyllstrom, M., Hansson, L. A., Jeppesen, E., GarcýÁLa-Criado, F., Gross, E., Irvine, K., Kairesalo, T., Kornijow, R., Miracle, M. R., Nykanen, M., Noges, T., Romo, S., Stephen, D., Van Donk, E., & Moss, B. (2005). The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes. *Limnology and Oceanography*, 50, 2008–2021.

Habit, E., Piedra, P., Ruzzante, D. E., Walde, S. J., Belk, M. C., Cussac, V. E., Gonzalez, J., & Colin, N. (2010). Changes in the distribution of native fishes in response to introduced species and other anthropogenic effects. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 697–710.

Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424.

Hobæk, A., Manca, M., & Andersen, T. (2002). Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica*, 23, 155–163.

Imberti, S. (2005a). Meseta Lago Buenos Aires. En DGA (Ed.), Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la

biodiversidad (pp. 415-416). Buenos Aires: Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata.

Imberti, S. (2005b). Meseta Lago Strobel. En DGA (Ed.), Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad (pp. 415-416). Buenos Aires: Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata.

Izaguirre, I., Pizarro, H., de Tezanos Pinto, P., Rodriguez, P., O'Farrel, I., Unrein, F., & Gasol, J. M. (2010). Macrophyte influence on the structure and productivity of photosynthetic picoplankton in wetlands. *Journal of Plankton Research*, 32, 221–238.

Izaguirre, I., Lancelotti, J., Saad, J., Porcel, S. F., O'Farrell, I., Marinone, M. C., Roesler, I., Diéguez, M. C. (2018). Influence of fish introduction and water level decrease on lakes of the arid Patagonian plateaus with importance for biodiversity conservation. *Global Ecology and Conservation*, 14, e00391.

Izaguirre, I., Saad, J. F. (2014). Phytoplankton from natural water bodies of the Patagonian Plateau. *Advances in Limnology*, 65, 309–319.

Izaguirre, I., Saad, J. F., Schiaffino, M. R., Vinocur, A., Tell, G., Sánchez, M. L., Allende, L., Sinistro, R. (2015). Drivers of phytoplankton diversity in Patagonian and Antarctic lakes across a latitudinal gradient (2150 km): the importance of spatial and environmental factors. *Hydrobiologia*, 764, 157–170.

Jeppesen, E., Jensen, J. P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O., Olrik, K. (1990). Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201, 219–227.

Jersabek, C. D., & Leitner, M. F. (2013). The Rotifer World Catalog. World Wide Web electronic publication. <http://www.rotifera.hausdennatur.at/>

José de Paggi, S. B., Wallace, R., Fontaneto, D., & Marinone, M. C. (2020). Chapter 8. Phylum Rotifera. In C. Damborenea, D. C. Rogers, & J. H. Thorp (Eds.), *Keys to Neotropical*

and Antarctic Fauna. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Vol. V. Academic Press, Elsevier, pp. 145–200.

José de Paggi, S. B., Marinone, M. C., Küppers, G. C., Claps, M. C., & Paggi, J. C. (2022). Taxonomic diversity of the freshwater Zooplankton in Argentina: A review. *Limnologica*, 100 (2023), 126029.

Komárek, J., & Fott, B. (1983). Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung Chlorococcales. En: *Das Phytoplankton des Süßwassers*. Huber Pestalozzi G., Heynig H. y Mollenhauer D. (eds.) Gustav Fischer, Jena, 548 pp.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokariota. 1. Teil: Chroococcales. En: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl H., Gärtner G., Heynig H. y Mollenhauer D. (eds.). Gustav Fischer, Stuttgart, 548 pp.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokariota. 2. Teil: Oscillatoriales. En: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Büdel B., Gärtner G., Krienitz L. y Schagerl M. (eds.). Elsevier, Heidelberg, 759 pp.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae. 1. Naviculaceae. En: Ettl H., Gerloff, J., Heynig H. y Mollenhauer D. (eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1*. Gustav Ficher Verlag, Jena, 876 pp.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. En: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. y Mollenhauer D. (eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2*. Gustav Ficher Verlag, Jena, 596 pp.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (Eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3*. Gustav Ficher Verlag, Jena, 576 p.

Krammer, K., & Lange-Bertalot, H. (1991b). Bacillariophyceae. 4. Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *NAvicula* (Lineolate) und *Gomphonema*. En: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. y Mollenhauer D. (Eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 473 pp.

Lancelotti, J. L. (2009). Caracterización limnológica de lagunas de la Provincia de Santa Cruz y efectos de la introducción de Trucha Arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) sobre las comunidades receptoras. Universidad Nacional del Comahue. Tesis doctoral. 138 pp.

Lancelotti, J. L., Pozzi, L. M., Yorio, P. M., Diéguez, M. C., & Pascual, M. A. (2009a). Fishless shallow lakes of Southern Patagonia as habitat for waterbirds at the onset of trout aquaculture. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 497–505.

Lancelotti, J. L., Pozzi, L.M., Marquez, F., Yorio, P.M., Pascual, M.A. (2009b). Waterbird occurrence and abundance in the Strobel plateau, Patagonia, Argentina. *Hornero*, 24, 13-20.

Lancelotti, J. L., Pascual, M. A., & Gagliardini, A. (2010). A dynamic perspective of shallow lakes of arid Patagonia as habitat for waterbirds. En Nova Science Publishers (Eds.), *Ponds: Formation, Characteristics and Uses* (pp. 83–102).

Lancelotti, J. L., Bandieri, L. M. B., & Pascual, M. A. (2015). Diet of the exotic rainbow trout in the critical habitat of the threatened hooded grebe. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 1-11.

Lancelotti, J. L., Marinone, M. C., & Roesler, I. (2016). Rainbow Trout effects on zooplankton in the reproductive area of the critically endangered Hooded Grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

Lancelotti, J. L., Pessacg, N. L., Roesler, I. C., & Pascual, M. A. (2020). Climate variability and trends in the reproductive habitat of the critically endangered hooded grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.

López, M. E. (2015). Estructura de las comunidades pleustónicas de macroinvertebrados en lagunas de la Patagonia extra-andina (Provincia de Santa Cruz) con y sin introducción de peces. Tesis de grado. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Macchi, P. J., Pascual, M. A., & Vigliano, P. H. (2007). Differential piscivory of the native *Percichthys trucha* and exotic salmonids upon the native forage fish *Galaxias maculatus* in Patagonian Andean lakes. *Limnologica*, 37, 76–87.

MacIsaac, H. J., & Gilbert, J. J. (1991). Discrimination between exploitative and interference competition between Cladocera and *Keratella cochlearis*. *Ecology*, 72, 924–937.

Marinone, M. C. (1994). El zooplancton de un ambiente lacustre de características excepcionales: El lago Colhue Huapi (Provincia del Chubut, Argentina). I Congreso y III Reunión Argentina de Limnología, Tucumán. Tankay, 1, 103–105.

Marinone, M. C., Menu-Marque, S., Añón Suárez, D., Diéguez, M. C., Pérez, P., De los Ríos, P., Soto, D., & Zagarese, H. E. (2006). UVR radiation as a potential driving force for zooplankton community structure in Patagonian lakes. *Photochemistry and Photobiology*, 82, 962–971.

Matteucci, S. D. (2012). Ecorregión Estepa Patagónica. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Orientación Gráfica Editora SRL, Buenos Aires, 549–654.

McDowall, R. M. (2003). Impacts of introduced salmonids on native galaxiids in New Zealand upland streams, a new look at an old problem. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 229–238.

McDowall, R. M. (2006). Crying wolf, crying foul, or crying shame: alien salmonids and a biodiversity crisis in the southern cool-temperate galaxioid fishes? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 16, 233–422.

McNaught, A. S., Schindler, D. W., Parker, B. R., Paul, A. J., Anderson, R. S., Donald, D. B., & Agbeti, M. (1999). Restoration of the food web of an alpine lake following fish stocking. *Limnology and Oceanography*, 44, 127–136.

Menu-Marque, S. A., & , M. C. (1986). El zooplancton de seis lagos de Chubut (Argentina) y sus probables relaciones con la ictiofauna y algunos factores ambientales. COPESCAL, Documento Técnico (FAO, Roma), 4, 90–114.

Menu-Marque, S. A., Morrone, J. J., & Locascio de Mitrovich, C. (2000). Distributional patterns of the South American species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology*, 20(2), 262–272.

Modenutti, B. E., & Balseiro, E. G. (1994). Zooplankton size spectrum in four lakes of the Patagonian Plateau. *Limnológica*, 24, 51–56.in

Ortubay, S., Cussac, V. E., Battini, M., Barriga, J., Aigo, J., Alonso, M., Macchi, P. J., Reissig, M., Yoshioka, J., & Fox, S. F. (2006). Is the decline of birds and amphibians in a steppe lake of northern Patagonia a consequence of limnological changes following fish introduction? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16, 93–105.

Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (1999). Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 483–488.

Paggi, J. C. (1973). Contribución al conocimiento de los cladóceros dulceacuícolas argentinos. *Physis*, 32(84), 105–114.

Paggi, J. C. (1999). Status and phylogenetic relationships of *Daphnia sarsi* Daday, 1902. *Hydrobiologia*, 403, 27–37.

Panza, J. L., & Franchi, M. R. (2002). Magmatismo Basáltico Cenozoico Extrandino. In *Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV congreso Geológico Argentino*, Haller MJ (ed), El Calafate, 201–236.

Paruelo, J. M., Beltran, A., Jobbagy, E., Sala, O. E., & Golluscio, R. A. (1998). The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic. *Ecologia Austral*, 8, 85–101.

Pereyra, F. X., Fauqué, L., & González Díaz, E. F. (2002). Geomorfología. In *Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino*, Haller MJ (Ed.), El Calafate, 325–352.

Pijanowska, J. (1980). Zooplankton communities in nine Masurian lakes. *Ekol Pol*, 28, 451–465.

Pilati, A., & Martínez, J. J. (2003). Relación longitud-peso de siete especies de *Boeckella* (Copepoda: Calanoida) de la República Argentina. *Neotrópica*, 49, 55–61.

Porcel, S., Saad, J. F., Sabio y García, C. A., & Izaguirre, I. (2019). Microbial planktonic communities in lakes from a Patagonian basaltic plateau: influence of the water level decrease. *Aquatic Sciences*, 81, 1-13.

Porcel, S. (2020). Estructura de las comunidades planctónicas en lagos de mesetas basálticas de Patagonia: influencia de variables ambientales y la introducción de peces exóticos. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Porcel, S., Saad, J. F., Marinone, M. C., Izaguirre, I., & Lancelotti, J. (2022). Influence of the fish introduction in lakes of the arid southern Patagonia. En: *Freshwaters and Wetlands of Patagonia: Ecosystems and socioecological aspects*, 14, Mataloni G. & Quintana R. (Eds.), Springer Book Series: Natural and Social Sciences of Patagonia. ISBN 978-3-031-10026-0.

Quirós, R., & Drago, E. (1999). The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Plateau*, 55–64.

Rao, T. R., & Kumar, R. (2002). Patterns of prey selectivity in the cyclopoid copepod *Mesocyclops thermocycloides*. *Aquatic Ecology*, 36, 411–424.

Reissig, M., Trochine, C., Queimaliños, C., Balseiro, E., & Modenutti, B. (2006). Impact of fish introduction on planktonic food webs in lakes of the Patagonian Plateau. *Biological Conservation*, 132, 437–447.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), 417–428.

Roesler, I., Imberti, S., Casañas, H., Mahler, B., & Reboreda, J. C. (2012). Hooded Grebe *Podiceps gallardoi* population decreased by eighty per cent in the last twenty-five years. *Bird Conservation International*, 22, 371–382.

Roesler, I. (2016). Conservación del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*): factores que afectan la viabilidad de sus poblaciones. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Rumboll, M. (1974). Una nueva especie de Macá (Podicipitidae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, 4, 33-35.

Ruttner-Kolisko, A. (1974). Plankton Rotifers Biology and Taxonomy. Die Binnengewasser, 26(1) Supplement, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 146 pp.

Ruttner-Kolisko, A. (1977). Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. Arch Hydrobiol Beih Ergebn Limnol, 8, 71–76.

Saad, J. F. (2016). Estructura de las tramas planctónicas microbianas de lagos de la Patagonia Austral con características contrastantes. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Saad, J. F., Porcel, S., Lancelotti, J., O'Farrell, I., & Izaguirre, I. (2018). Both lake regime and fish introduction shape autotrophic planktonic communities of lakes from the Patagonian Plateau (Argentina). Hydrobiologia.

Salmaso, N., & Padisák, J. (2007). Morpho-functional groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). Hydrobiologia, 578, 97–112.

Sánchez, M. L., Lagomarsino, L., Allende, L., & Izaguirre, I. (2015). Changes in the phytoplankton structure in a Pampean shallow lake in the transition from a clear to a turbid regime. Hydrobiologia, 752, 65–76.

Schabetsberger, R., Luger, M. S., Drozdowski, G., & Jagsch, A. (2009). Only the small survive: monitoring long-term changes in the zooplankton community of an Alpine lake after fish introduction. Biological Invasions, 11, 1335–1345.

Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology & Evolution, 8, 275–279.

Scheffer, M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall: New York.

Scheffer, M. (2009). Critical Transitions in Nature and Society. Princeton University Press Oxford.



Schilling, E. G., Loftin, C. S., & Hurn, A. D. (2009). Effects of introduced fish on macroinvertebrate communities in historically fishless headwater and kettle lakes. *Biological Conservation*, 142(12), 3030–3038.

Schmera, D., Erős, T., & Podani, J. (2009). A measure for assessing functional diversity in ecological communities. *Aquatic Ecology*, 43, 157–167.

Scott, D. A., & Carbonell, M. D. L. (1986). *A Directory of Neotropical Wetlands*. Cambridge.

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., & Jeppesen, E. (2017). Repeated fish removal to restore lakes: case study of Lake Væng, Denmark—two biomanipulations during 30 years of monitoring. *Water*, 9(1), 43.

Soto, D., Arismendi, I., González, J., Sanzana, J., Jara, F., Jara, C., Guzmán, E., & Lara, A. (2006). Sur de Chile, país de truchas y salmones: patrones de invasión y amenazas para las especies nativas. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79, 97–117.

Sprules, W. G. (1980). Zoogeographic patterns in the size structure of zooplankton communities, with possible applications to lake ecosystem modeling and management. En Kerfoot, W. C. (Ed.), *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. University Press of New England, Hanover, NH, pp. 642–656.

Suárez-Morales, E. (2020). Chapter 21. Class Copepoda. Calanoida: Centropagidae. En: Damborenea, C., Rogers, D.C., Thorp, J.H. (Eds.), *Keys to Neotropical and Antarctic Fauna. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates, Fourth Edition, Vol. V.*, Academic Press, Elsevier, pp. 699–702.

Tiberti, R., Brighenti, S., Iacobuzio, R., Pasquini, G., & Rolla, M. (2014a). Behind the impact of introduced trout in high altitude lakes: adult, not juvenile fish are responsible for the selective predation on crustacean zooplankton. *Journal of Limnology*, 73, 593–597.

Tiberti, R., von Hardenberg, A., & Bogliani, G. (2014b). Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: a case study from the European Alps. *Hydrobiologia*, 724, 1–19.

Townsend, C. R. (1996). Invasion biology and ecological impacts of brown trout (*Salmo trutta*) in New Zealand. *Biological Conservation*, 78, 13–22.

Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen, 9(1), 1-38.

Wehr, J. D. & Sheath R. G. (Eds.) (2002). Freshwater algae of North America: ecology and classification. Elsevier.

Weithoff, G. (2003). The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48, 1669–1675.

Williams, W. D. (1999). Conservation of wetlands in drylands: a key global issue. *Aquatic Conservation*, 9, 517-522.

Zuur, A. F., Leno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R (Vol. 574, p. 574). New York: springer.