

## LA LIMNOLOGÍA Y EL PLANCTON DE DOS LAGUNAS SALINAS DE LA RESERVA PARQUE LURO, PROVINCIA DE LA PAMPA (ARGENTINA)

Echaniz, Santiago<sup>1,2@</sup>, Vignatti Alicia<sup>1,2</sup>, Cabrera Gabriela<sup>1,2</sup>, Pilati Alberto<sup>1</sup>  
Bazán Graciela<sup>1,3</sup>, Biasotti Andrea<sup>1,3</sup> y Galea María José<sup>1,3</sup>

1 Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto del Agua y Medio Ambiente (IAMA).

2 Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Grupo de Ecología y Fisiología del Zooplancton (GEFZoo).

3 Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Grupo Criptógamas Pampeanas (CRIPam).

@ santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar

Recibido: 08/02/2022

Aceptado: 10/08/2022

**RESUMEN.** En la provincia de La Pampa se han realizado estudios limnológicos en cuerpos de agua de elevada salinidad, generalmente ubicados en cuencas con explotaciones agropecuarias. En la Reserva Parque Luro existen dos lagunas salinas escasamente estudiadas: Este y Oeste. El objetivo fue analizar parámetros físico-químicos y del fito y zooplancton de estos ambientes y compararlos con los de otras lagunas pampeanas bajo diferente influencia antrópica. Se colectaron muestras mensuales entre octubre de 2014 y septiembre de 2015. En ambas lagunas predominaron el Cl<sup>-</sup> y el Na<sup>+</sup> pero la salinidad difirió (Este: 276,53 ±42,00 g.L<sup>-1</sup>; Oeste 29,33 ±10,25 g.L<sup>-1</sup>). La laguna Oeste se cubrió por la macrófita *Ruppia cirrhosa* y el agua fue transparente. La riqueza fitoplanctónica acumulada entre ambas lagunas fue 30 taxa y fue influida negativamente por la salinidad, ya que la mayor riqueza (22 taxa) se observó en Oeste. En ambas lagunas las especies más frecuentes fueron *Dunaliella salina* y *D. viridis*. En el zooplancton de ambas lagunas se registraron 14 taxa y la riqueza también fue influida por la salinidad. En Este sólo se registró *Artemia persimilis* y en Oeste se registró la asociación típica de lagos mesosalinos, en baja densidad, debido a la densa cobertura de la macrófita.

**PALABRAS CLAVE:** lagunas hipersalinas, lagunas mesosalinas, áreas protegidas, *Artemia persimilis*, *Dunaliella salina*, *Ruppia cirrhosa*

**ABSTRACT. THE LIMNOLOGY AND PLANKTON OF TWO SALINE LAKES IN THE PARQUE LURO RESERVE, LA PAMPA PROVINCE (ARGENTINA).** In La Pampa province, limnological studies have been carried out in saline lakes, generally located in basins with agricultural exploitations. In Parque Luro Provincial Reserve there are two scarcely studied saline lakes: East and West Lakes. The objective was to analyze physical-chemical parameters and those of the plankton of these protected environments and compare them with other Pampean lakes under different anthropic influence. Monthly samples were collected between October 2014 and September 2015. In both lakes, Cl<sup>-</sup> and Na<sup>+</sup> predominated, but salinity differed (East: 276.53 ±42.00 g.L<sup>-1</sup>, West 29.33 ±10.25 g.L<sup>-1</sup>). West Lake was covered by the macrophyte *Ruppia cirrhosa* and water was transparent. Accumulated phytoplankton richness was 30 taxa, and was negatively influenced by salinity, since the highest richness (22 taxa) was that of West Lake. In both lakes the most frequent species were *Dunaliella salina* and *D. viridis*. Fourteen taxa were found in zooplankton of both lakes, and richness was also influenced by salinity. In East Lake only *Artemia persimilis* was recorded and in West Lake the typical association of mesosaline Central Argentine lakes was recorded, in low density due to the dense coverage of the macrophyte.

**KEY WORDS:** hypersaline lakes, mesosaline lakes, protected areas, *Artemia persimilis*, *Dunaliella salina*, *Ruppia cirrhosa*

### Cómo citar este trabajo:

Echaniz, S., Vignatti, A., Cabrera, G., Pilati, A., Bazán, G., Biasotti, A. y Galea, M. J. (2022). La limnología y el plancton de dos lagunas salinas de la reserva Parque Luro, provincia de La Pampa (Argentina). *Semiárida*, 32(2), 09-22.

### INTRODUCCIÓN

La República Argentina presenta pronunciadas diferencias latitudinales, altitudinales y climáticas que determinan una gran diversidad de ecosistemas acuáticos (Menone et al., 2022).



Además del gradiente latitudinal, también existe un decrecimiento de las precipitaciones de este a oeste (Metcalfé et al., 2020), lo que provoca que aumente la inestabilidad ambiental y la conductividad eléctrica del agua superficial (Menone et al., 2022).

La provincia de La Pampa, ubicada en la región central del país, muestra un gradiente de precipitaciones con medias anuales cercanas a 850 y 300 mm en el noreste y sudoeste respectivamente (Casagrande et al., 2006; Méndez et al., 2021). En ella son frecuentes los lagos someros (lagunas), temporarios y de salinidad elevada (Echaniz & Vignatti, 2017; 2019), la mayor parte de los cuales están localizados en establecimientos agrícola-ganaderos donde se cultivan cereales u oleaginosas y se cría ganado (Echaniz & Vignatti, 2019).

Si bien se conocen las condiciones fisicoquímicas y biológicas (sobre todo del fito y zooplancton) de varias lagunas de La Pampa, la mayoría de los ambientes estudiados se localizan en campos dedicados a la explotación agropecuaria o son influidos por urbanizaciones, por lo que están sometidos a distinta influencia antrópica (Bazán et al., 2014; 2018; Echaniz et al., 2012; 2013; Vignatti et al., 2012 a; b). La existencia de dos lagunas temporarias salinas en un área protegida (Reserva Provincial Parque Luro) permite conocer aspectos limnológicos de ecosistemas sometidos actualmente a una influencia humana relativamente reducida.

La Reserva Provincial Parque Luro se creó en 1967 para preservar un sector de bosque nativo de caldén (*Neltuma caldenia* (Burkart) C.E. Hughes & G.P. Lewis). Para tal fin, el gobierno provincial adquirió una propiedad dedicada a la cría y caza de ciervos (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) y jabalíes (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) y a la explotación agropecuaria, que perteneció a las familias Luro hasta 1939 y Maura hasta su adquisición por el estado provincial. Por lo tanto, es un área en la que no se han realizado actividades agrícolas o deforestaciones desde hace más de 70 años (González-Roglich et al., 2012). El norte de la reserva está atravesado por uno de los valles transversales de dirección OSO-ENE que caracterizan la región centro-

oriental de la provincia de La Pampa (Lorenzo et al., 2013), originados por erosión hídrica y acción eólica a lo largo de líneas de fallas (Morello et al., 2012). En este valle se encuentran algunos cuerpos de agua someros y temporarios (lagunas), dos de los cuales tienen salinidad elevada y muy variable (Echaniz et al., 2019; Vignatti et al., 2020). Sobre estos ecosistemas acuáticos existe información referida a aspectos hidrológicos, a algunas variables limnológicas, al zooplancton (Echaniz et al., 2019; Pilati et al., 2018; Vignatti et al., 2020) y a la particular meromixis que se registró en uno de ellos (Pilati et al., 2019). Sin embargo, no se determinaron otros parámetros ambientales y biológicos, tales como sus concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y su fitoplancton. Por lo anterior, el objetivo de este estudio es revisar y sintetizar información publicada y determinar las concentraciones de nutrientes y la composición de la comunidad fitoplanctónica de dos ambientes someros, temporarios y salinos de la Reserva Provincial Parque Luro y comparar la información con la de otros cuerpos de agua de la región, hidrológicamente similares pero con diferente influencia antrópica debido a que no están protegidos mediante alguna herramienta de conservación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

La Reserva Parque Luro (64° 17' O, 36° 55' S) está localizada, en la Ecorregión Espinal, Subregión Llanura Chaco Pampeana con caldenar (Morello et al., 2012), caracterizada por el predominio de bosque de caldén.

Se estudiaron dos lagunas ubicadas en el valle localizado al norte de la reserva. La laguna Este (LE), está en el límite este del predio, en la zona intangible del área protegida. Tiene una superficie máxima de 328 ha y durante este estudio tuvo una profundidad máxima de 0,62 m (Vignatti et al., 2020). La laguna Oeste (LO), está en el límite oeste, atravesada por la ruta nacional N° 35, tiene una superficie máxima de 210 ha, durante el período estudiado tuvo una profundidad máxima de 0,66 m y su lecho se cubrió completamente por la macrófita *Ruppia*

*cirrhus* (Petagna) Grande (Echaniz et al., 2019).

Ambas lagunas son alimentadas por precipitaciones, escorrentía superficial y aportes freáticos (Pilati et al., 2018; Vignatti et al., 2020). Como están en cuencas arreicas, las principales pérdidas de agua se producen por evaporación o infiltración. La temporalidad y elevada salinidad de ambas lagunas han impedido el desarrollo de fauna íctica.

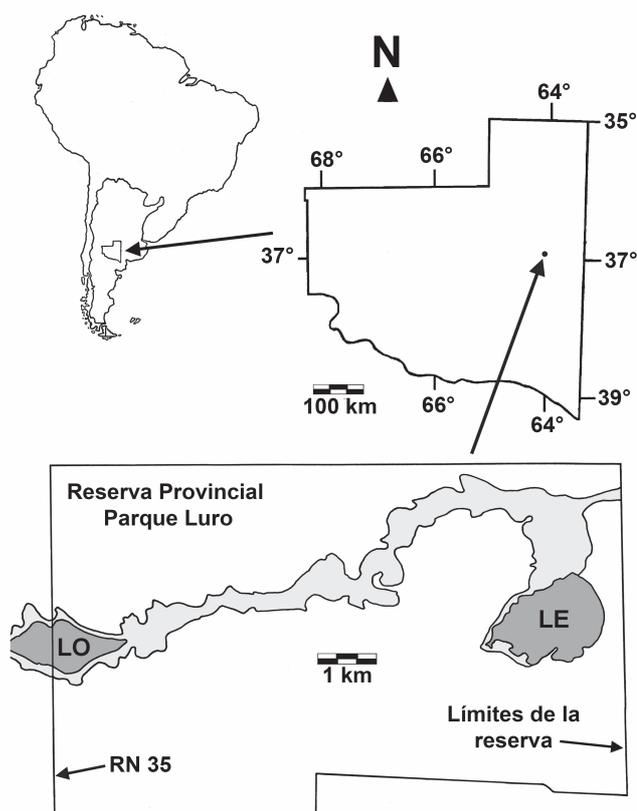
### Trabajo de campo y laboratorio

Se colectaron muestras con frecuencia mensual, entre octubre de 2014 y septiembre de 2015. En la zona de mayor profundidad se determinó la transparencia, temperatura del agua, pH, concentración de oxígeno disuelto y se tomaron muestras de agua para la determinación de la salinidad, clorofila-a fitoplanctónica y sólidos suspendidos (totales,

orgánicos e inorgánicos), según las metodologías que se describen en Echaniz et al. (2019) y Vignatti et al. (2020). Una fracción de las mismas muestras sin filtrar fueron mantenidas refrigeradas a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  y se utilizaron para determinar las concentraciones de nitrógeno y fósforo totales (NT y PT). Dichas concentraciones se determinaron con la reducción de cadmio y ácido ascórbico respectivamente (APHA, 1992), previa digestión de la muestra con persulfato de potasio (Ebina et al., 1983), y las lecturas se realizaron con un espectrofotómetro Ocean Optics Red Tide USB650. Cuando la salinidad de los cuerpos de agua superó los  $33\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  (salinidad del agua de mar) se realizaron diluciones hasta llegar a dicha concentración, debido a que las técnicas empleadas están probadas para salinidades menores a este valor (Strickland & Parsons, 1972). Se calculó la relación molar NT:PT para determinar la existencia de limitaciones por nutrientes para el crecimiento del fitoplancton (Wetzel, 2001; Kalff, 2002). En dos ocasiones (octubre y enero) se tomaron muestras de agua de 2 L, en la zona de mayor profundidad, para la determinación de la composición iónica. La profundidad máxima de las lagunas se determinó con sondaleza y escandallo. Los valores de la concentración de oxígeno disuelto fueron corregidos para considerar la influencia de la salinidad sobre este gas (Sherwood et al., 1991).

En dos sitios ubicados a lo largo del eje principal de cada laguna se tomaron muestras cualitativas de fitoplancton por llenado de botellas de 2 L de capacidad y muestras de zooplancton según se describe en Echaniz et al. (2019) y Vignatti et al. (2020), cuyos resultados fueron promediados.

Para la observación de organismos fitoplanctónicos flagelados y coloniales se extrajo una alícuota de la muestra para ser observada in vivo. El resto del fitoplancton se determinó



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la Reserva Provincial Parque Luro y de las dos lagunas estudiadas. LO: laguna Oeste. LE: laguna Este. RN 35: ruta nacional n° 35. Modificado de Vignatti et al. (2020).

**Figure 1.** Geographical location of Parque Luro Provincial Reserve and of the two lakes. LO: west lake. LE: east lake. RN 35: national route n° 35. Modified from Vignatti et al. (2020)

en muestras fijadas con formaldehído al 4 % y para determinar las frecuencias relativas se contaron los ejemplares de al menos tres preparados, recorriendo transectas a lo ancho de los portaobjetos hasta cubrir la superficie completa del preparado. Todas las observaciones se realizaron bajo microscopio óptico Kyowa Medilux 12. Las muestras de zooplancton fueron procesadas según se consigna en Echaniz et al. (2019) y Vignatti et al. (2020). Los resultados del plancton se expresaron en frecuencia (%) de aparición de los taxa en las muestras.

### Análisis de datos

Para la caracterización de las lagunas se utilizó el sistema de clasificación de aguas epicontinentales en base a la salinidad propuesto por Hammer (1986).

Para analizar las relaciones entre los diferentes factores ambientales y variables biológicas y luego de confirmar la falta de normalidad de los datos, se calcularon coeficientes de correlación no paramétricos de Spearman ( $r_s$ ) y se realizaron análisis de varianza no paramétricos de Kruskal Wallis (H) (Sokal & Rohlf, 1995; Zar, 1996). Para

comparar las lagunas de Parque Luro entre sí y con otras relativamente similares estudiadas previamente en La Pampa, se realizó un análisis de agrupamiento de grupos apareados, usando el índice de similitud de Gower. Se usaron los programas estadísticos PAST (Hammer et al., 2001) e InfoStat (Di Rienzo et al., 2010).

## RESULTADOS

### Parámetros ambientales

La recopilación de los principales parámetros limnológicos puede observarse en la Tabla 1.

El promedio de las profundidades máximas de las lagunas fue similar y en ambas la máxima se registró a fines de primavera, luego de lo cual se observó una gran pérdida de agua por evaporación, que hizo que las profundidades mínimas se registraran a fines del verano.

La salinidad de las dos lagunas difirió ( $H = 17,28$ ;  $p < 0,0001$ ), fue más elevada en LE y se encontró correlación negativa significativa entre esta variable y la profundidad en ambas lagunas (LE:  $r_s = -0,81$ ;  $p < 0,05$ ; LO:  $r_s = -0,89$ ;  $p < 0,05$ ).

El pH del agua fue diferente ( $H = 17,42$ ;  $p < 0,0001$ ), más elevado en LO, y se mantuvo

**Tabla 1.** Parámetros limnológicos de las dos lagunas de la Reserva Parque Luro entre octubre de 2014 y septiembre de 2015. Modificado de Echaniz et al. (2019) y Vignatti et al. (2020). Transparencia total: indica que el fondo fue visible en todas las ocasiones. Las variables en negritas difieren estadísticamente entre lagunas.

**Table 1.** Limnological parameters of the lakes of the Parque Luro Reserve between October 2014 and September 2015. Modified from Echaniz et al. (2019) and Vignatti et al. (2019) and Vignatti et al. (2020). Total transparency: indicates that the bottom was visible on all occasions. Variables in bold differ statistically between lakes.

	Laguna Este			Laguna Oeste		
	Mín.	Máx.	Media $\pm$ D.E.	Mín.	Máx.	Media $\pm$ D.E.
Profundidad (m)	0,33	0,91	0,62 $\pm$ 0,18	0,4	1,10	0,66 $\pm$ 0,20
Salinidad (g/L)	183,71	317,20	262,17 $\pm$ 42,00	13,62	44,20	29,33 $\pm$ 10,71
Temperatura del agua (°C)	9,70	27,40	19,20 $\pm$ 5,56	7,70	24,10	16,5 $\pm$ 5,02
Oxígeno disuelto (mg.L <sup>-1</sup> )	1,25	3,15	1,98 $\pm$ 0,60	7,90	11,20	9,31 $\pm$ 0,98
Transparencia (m)	total			total		
Fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,57	4,58	1,35 $\pm$ 1,03	0,02	0,17	0,12 $\pm$ 0,05
Nitrógeno total (mg.L <sup>-1</sup> )	7,71	16,38	11,12 $\pm$ 2,33	1,02	4,48	3,11 $\pm$ 1,09
Clorofila- a (mg.m <sup>-3</sup> )	0,11	28,95	4,84 $\pm$ 8,17	0,11	11,75	1,85 $\pm$ 3,28
Relación molar NT:PT	5,63	51,91	24,77 $\pm$ 11,39	42,88	111,86	68,57 $\pm$ 21,30
pH	6,92	8,02	7,58 $\pm$ 0,32	8,30	9,50	9,12 $\pm$ 0,35
Sólidos susp. totales (mg.L <sup>-1</sup> )	3,07	60,45	25,19 $\pm$ 19,25	0,87	48,37	12,06 v
Sólidos susp. inorgán. (mg.L <sup>-1</sup> )	0,47	50,77	20,22 $\pm$ 15,54	0,50	38,26	8,34 $\pm$ 13,27
Sólidos susp. orgán. (mg/L.L <sup>-1</sup> )	0,54	12,53	4,80 $\pm$ 4,18	0,34	13,33	3,71 $\pm$ 4,12

relativamente estable a lo largo del período estudiado. La temperatura media del agua, aunque ligeramente más elevada en LE, no difirió significativamente.

Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron considerablemente más elevadas en LO ( $H = 17,29$ ;  $p < 0,05$ ), donde se encontró una elevada correlación negativa con la temperatura del agua ( $r_s = -0,92$ ;  $p < 0,0001$ ).

La concentración media de clorofila-a fitoplanctónica de las dos lagunas fue reducida y similar y en ambas mostró un fuerte pico en septiembre. La transparencia del agua permitió ver el fondo de ambas lagunas durante todos los muestreos realizados.

La concentración de sólidos suspendidos totales fue diferente ( $H = 5,6$ ;  $p < 0,05$ ), lo mismo que la de sólidos suspendidos inorgánicos ( $H = 5,07$ ;  $p < 0,05$ ) y orgánicos ( $H = 5,6$ ;  $p < 0,05$ ), más elevadas en LE en los tres casos (Tabla 1). En ambas lagunas se registró un pico durante el verano, en enero en LE y en febrero en LO, y otro máximo a fines del invierno, en agosto en los dos cuerpos de agua. Se encontró correlación entre las concentraciones de ambas fracciones (orgánicos e inorgánicos) (LE:  $r_s = 0,84$ ;  $p = 0,05$ ; LO:  $r_s = 0,68$ ;  $p = 0,0245$ ), pero no entre clorofila-a y los sólidos suspendidos orgánicos.

El detalle de la variación mensual de los parámetros mencionados más arriba correspondiente a LE está descrito en Vignatti et al. (2020) y el de la variación correspondiente a LO, en Echaniz et al. (2019).

Las concentraciones medias de nutrientes determinadas a lo largo del estudio fueron diferentes (PT:  $H = 17,29$ ;  $p < 0,001$ ; NT:  $H = 17,27$ ;  $p < 0,001$ ) (Figura 2 y Tabla 1). En ambos casos fueron más elevadas en LE donde el

PT mostró un pico en marzo, que no se correspondió con el de NT, que ocurrió en enero. En LO las concentraciones de PT se mantuvieron estables pero el NT fluctuó y mostró un pico en agosto (Figura 2). Estas diferencias en la variación mensual hicieron que no se encontrara un patrón estacional para ambos nutrientes. La relación molar NT:PT fue diferente ( $H = 16,8$ ;  $p < 0,001$ ) y fue  $24,77 (\pm 11,39)$  en LE y  $68,57 (\pm 21,30)$  en LO. Los valores de la relación variaron mensualmente de forma diferente en las dos lagunas, lo que hizo que tampoco se detectara un patrón de variación.

La relación iónica del agua de las dos lagunas fue semejante, ya que en ambas predominaron el  $Cl^-$  y  $Na^+$ , sin embargo, la concentración de ambos iones fue diez veces más elevada en LE (Tabla 2).

### Fitoplancton

La riqueza fitoplanctónica total de ambas lagunas fue de 30 taxa: 16 cianobacterias, 2 bacillariofitas, 9 clorofitas, 2 euglenofitas y 1 xantofita. La mayor riqueza específica acumulada se observó en LO (22 taxa) y la menor en LE (10 taxa). En ambas lagunas el aporte más importante a la riqueza específica estuvo dado por las cianofitas, seguidas por las

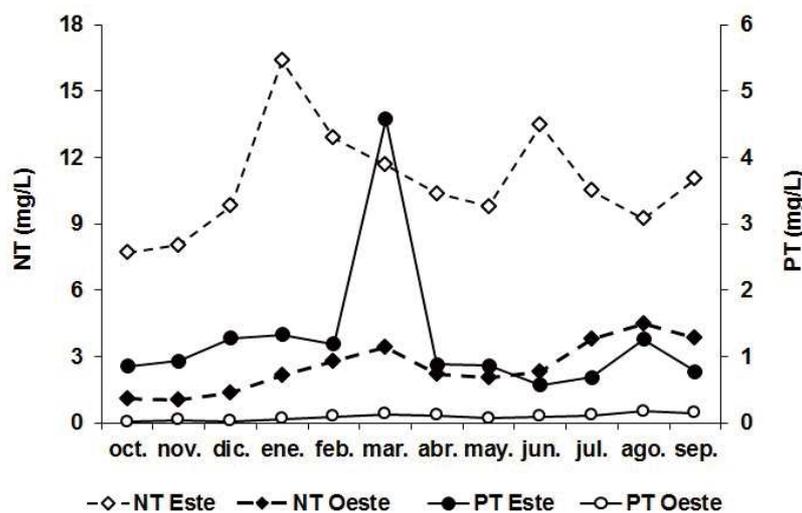


Figura 2. Variación mensual de las concentraciones de nutrientes de las dos lagunas de la Reserva Parque Luro entre octubre 2014 y septiembre 2015.

Figure 2. Monthly variation of nutrient concentrations in two lakes of the Parque Luro Reserve between October 2014 and September 2015.

clorofitas. La xantofita *Tribonema* sp. sólo se

**Tabla 2.** Tabla 2: Composición iónica del agua de las lagunas de Parque Luro estudiadas entre octubre de 2014 y septiembre de 2015. Tomados de Echaniz et al. (2019) y Vignatti et al. (2020).

**Table 2.** Ionic composition of the water of the lakes of Parque Luro studied between October 2014 and September 2015. Taken from Echaniz et al. (2019) and Vignatti et al. (2020).

	Laguna Este			Laguna Oeste		
	Mín.	Máx.	Media ± D.E.	Mín.	Máx.	Media ± D.E.
Cl <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	69.911,00	224.564,00	147237,50 ± 109356,19	10.098,00	17.590,00	13844,00 ± 5297,64
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	4.200,00	5.042,01	4621,01 ± 565,69	4.149,00	4.857,20	4503,12 ± 0,11
CO <sub>3</sub> H <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	181,80	344,00	262,91 ± 114,69	136,35	288,00	212,175 ± 107,23
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ca <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	1.297,30	5.061,00	3179,15 ± 2661,34	827,20	2.354,30	1590,75 ± 1079,82
Mg <sup>2+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	472,00	1.841,70	1156,85 ± 968,52	301,00	856,70	578,85 ± 392,94
Na <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	38.237,00	144.980,00	91608,51 ± 75478,69	7.717,00	9.250,00	8483,51 ± 1083,99
K <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	481,00	709,00	595,01 ± 162,64	79,00	131,00	105,10 ± 35,36
F <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	1,79	1,88	1,84 ± 0,06	1,15	1,66	1,41 ± 0,36
As (mg.L <sup>-1</sup> )	0,01	0,02	0,02 ± 0,002	0,01	0,02	0,01 ± 0,003
Alcalin. total (mg.L <sup>-1</sup> )	181,80	344,00	262,90 ± 114,69	136,35	288,00	212,18 ± 107,23
Dureza total (mg.L <sup>-1</sup> )	3.240,00	12.640,00	7940,01 ± 6646,80	2.066,00	5.880,00	3973,01 ± 2696,91

registró en LE y las euglenofitas *Phacus* sp. y *Trachelomonas* sp. sólo en LO (Tabla 3; Figura 3).

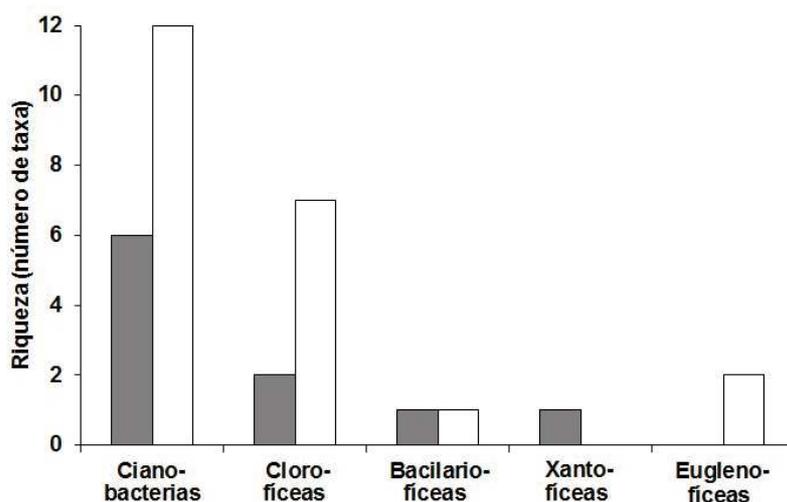
Considerando la variación temporal del fitoplancton, la riqueza de LE osciló entre 1 y 3 taxa, en tanto que en LO varió entre 1 y 11 taxa, con un marcado pico desde fines de primavera

hasta inicio del otoño (Figura 4).

### Zooplankton

Se registraron 14 taxa: un anostraco, dos cladóceros, tres copépodos y ocho rotíferos (Tabla 4). En LE únicamente se registró el anostraco *Artemia persimilis* Piccinelli & Prosdocimi, 1968, presente en todas las ocasiones de muestreo.

Mostró una densidad media superior a 200 ind.L<sup>-1</sup> con picos cercanos a 600 ind.L<sup>-1</sup> en noviembre y abril, debidos al alto número de especímenes en estadios larvarios (Vignatti et al., 2020). El resto de los taxa fueron hallados en LO, donde las especies más frecuentes fueron *Daphnia menucoensis* Paggi, 1996 y *Boeckella poopoensis* Marsh, 1906 entre los cladóceros y copépodos y *Hexarthra fennica* (Levander, 1892), *Brachionus plicatilis* Müller, 1786 y *Colurella*



**Figura 3.** Riqueza acumulada por grupo taxonómico del fitoplancton de las dos lagunas de Parque Luro

**Figure 3.** Accumulated richness by taxonomic group of the phytoplankton of the two lakes of Parque Luro.

**Tabla 3.** Taxa registrados en el fitoplancton de las dos lagunas de la Reserva Parque Luro entre octubre de 2014 y septiembre de 2015. Los valores indican la frecuencia relativa (porcentaje de aparición de los taxa en las muestras). \*Las frecuencias de *Dunaliella salina* y *D. viridis* se sumaron y se expresaron en un único valor.

**Table 3.** Taxa recorded in the phytoplankton of the two lakes of the Parque Luro Reserve between October 2014 and September 2015. The values indicate the relative frequency (percentage of appearance of the taxa in the samples). \*Frequencies of *Dunaliella salina* and *D. viridis* were summed and expressed as a single value.

	LE	LO
<b>Cianobacterias</b>		
<i>Anabaena</i> sp.		41,7
<i>Anabaena</i> sp.1		33,3
<i>Chamaesiphon minimus</i> Schmidle 1901		33,3
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann 1904	8,3	
<i>Jaaginema pseudogeminatum</i> (G. Schmid) Anagnostidis & Komárek 1988		8,3
<i>Kamptonema jasorvense</i> (Vouk) Strunecy Komárek & Smarda 2014		8,3
<i>Leptolyngbya fragilis</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988		8,3
<i>Leptolyngbya tenuis</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek 1988	8,3	41,7
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey ex Gomont 1892		25,0
<i>Lyngbya</i> sp.	8,3	
<i>Nostoc</i> sp.		25,0
<i>Oscillatoria margaritifera</i> Kützing ex Gomont 1892		8,3
<i>Oscillatoria</i> sp.		8,3
<i>Phormidium holdenii</i> (Forti) Branco, Sant'Anna, Azevedo & Sormus 1997	8,3	
<i>Phormidium jenkelianum</i> Schmid 1914	8,3	
<i>Phormidium</i> sp.	8,3	8,3
<b>Clorofíceas</b>		
<i>Aphanochaete</i> sp		8,3
<i>Chlamydomonas</i> sp	8,3	
<i>Dunaliella salina</i> (Dunal) Teodoresco 1905	100	83,3
<i>Dunaliella viridis</i> Teodoresco 1905		
<i>Oedogonium</i> sp.		58,3
<i>Oedogonium</i> sp.1		8,3
<i>Schroederia</i> sp.		16,7
<i>Spirogyra subvelata</i> Krieger 1944		8,3
<i>Spirogyra</i> sp.		8,3
<b>Bacilariofíceas</b>		
<i>Amphora</i> sp.		16,7
<i>Nitzschia</i> sp.	8,3	
<b>Xantofíceas</b>		
<i>Tribonema</i> sp.		8,3
<b>Euglenofíceas</b>		
<i>Phacus</i> sp.		8,3
<i>Trachelomonas</i> sp.		8,3

*adriatica* (Ehrenberg, 1831) entre los rotíferos (Tabla 4). La riqueza fue mucho más elevada en verano, debido al incremento del número de especies de rotíferos, pero la densidad máxima, superior a 60 ind.L<sup>-1</sup>, se registró en abril y fue causada por la alta abundancia de los copépodos *B. poopoensis* y *Cletocamptus deitersi* (Echaniz et al., 2019).

#### Comparación de las lagunas de Parque Luro

#### con otros lagos salinos de La Pampa

El análisis de agrupamiento separó, en primer lugar, las lagunas hipo-mesosalinas (grupo A), caracterizadas por salinidades entre 3 y 50 g.L<sup>-1</sup>, composición iónica relativamente variable y comunidad zooplanctónica compuesta por varias especies (Tabla 5), de las lagunas hipersalinas (grupo D), con salinidad superior a 50 g.L<sup>-1</sup>, composición iónica dominada por Cl<sup>-</sup> y Na<sup>+</sup>, comunidad zooplanctónica integrada casi exclusivamente por *A. persimilis* y por la ausencia de vegetación acuática (Figura 5). Por otro lado, dentro del grupo A, el análisis separó las lagunas hipo-mesosalinas en aquellas caracterizadas por muy baja transparencia del agua debida a elevadas concentraciones de clorofila- a fitoplanctónica o de sólidos en suspensión y que carecen de vegetación acuática (grupo B), de lagunas con elevada transparencia y presencia de cobertura variable de vegetación (grupo C) (Figura 5; Tabla 5).

#### DISCUSIÓN

La relación iónica del agua de las dos lagunas de Parque Luro, con predominio del Na<sup>+</sup> y Cl<sup>-</sup> las asemejó a la mayoría de los cuerpos de agua estudiados en la provincia de La Pampa, a excepción de los que están en zonas medianosas o los que reciben desagües pluviales o cloacales de asentamientos urbanos (Echaniz & Vignatti, 2017; 2019). El dominio de ambos iones indicó que la evaporación y cristalización, típicas en regiones áridas o semiáridas, fueron los mecanismos que controlaron la química del agua de las lagunas de Parque Luro (Gibbs, 1970; Kalff, 2002;

Wetzel, 2001). En los casos de cuencas endorreicas como la estudiada, el agua que ingresa por precipitación directa, escorrentía o

infiltración se pierde principalmente por evaporación (dado el carácter cerrado de las cuencas), lo que lleva a la acumulación de sales.

**Tabla 4.** Taxa registrados en el zooplancton de las dos lagunas de la Reserva Parque Luro entre octubre de 2014 y septiembre de 2015. Los valores indican la frecuencia relativa (porcentaje de aparición de los taxa en las muestras). Tomado de Echaniz et al. (2019) y Vignatti et al. (2020).

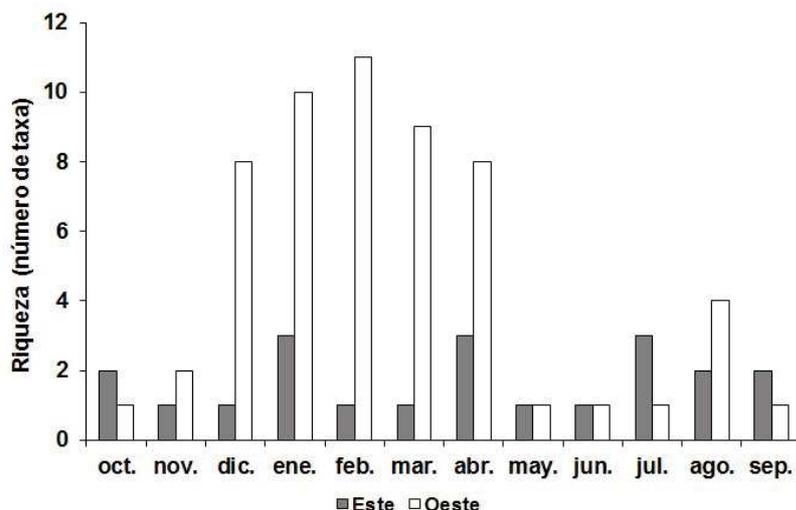
**Table 4.** Taxa registered in the zooplankton of the two lakes of the Parque Luro Reserve between October 2014 and September 2015. The values indicate the relative frequency (percentage of appearance of the taxa in the samples). taken from Echaniz et al. (2019) and Vignatti et al. (2020).

	LE	LO
<b>Anostracos</b>		
<i>Artemia persimilis</i> Piccinelli & Prosdocimi, 1968	100,0	
<b>Cladóceros</b>		
<i>Daphnia menucoensis</i> Paggi, 1996		50,0
<i>Leberis davidi</i> (Richard, 1895)		16,6
<b>Copépodos</b>		
<i>Boeckella poopoensis</i> Marsh, 1906		100,0
<i>Cletocamptus deitersi</i> (Richard, 1897)		83,3
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)		25,0
<b>Rotíferos</b>		
<i>Lecane</i> sp. 1		8,3
<i>Lecane</i> sp. 2		16,6
Bdelloideo no id.		8,3
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786		33,3
<i>Colurella adriatica</i> (Ehrenberg, 1831)		33,3
<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)		33,3
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)		8,3
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)		25,0

A pesar de que la relación iónica del agua de ambas lagunas fue semejante, la concentración de sales fue diferente, lo que hizo que durante el período de estudio, LE fuese hipersalina mientras que LO se comportó como hipo - mesosalina (Hammer, 1986).

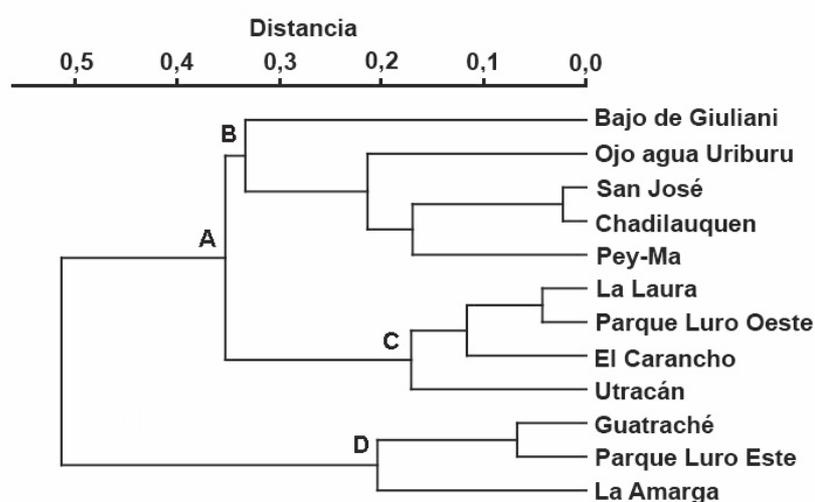
El modelo de los estados alternativos de los lagos someros distingue entre lagunas claras, caracterizadas por aguas transparentes, baja biomasa fitoplanctónica, ausencia o baja densidad de peces planctívoros y frecuente presencia de macrófitas y lagunas turbias, con baja transparencia, elevada biomasa de fitoplancton, presencia de peces zooplanctívoros y ausencia o reducida cobertura de macrófitas (Scheffer, 2004; Scheffer & Jeppesen, 2007; Scheffer & van Nes, 2007). Si bien el modelo fue propuesto para ambientes de reducida salinidad, se ha comprobado su aplicabilidad en lagos hipomesosalinos de La Pampa (Echaniz et al., 2010; 2019).

El análisis de conglomerados agrupó a LO con otros lagos hipo-mesosalinos pampeanos que también presentaron baja concentración de clorofila-a fitoplanctónica y elevada transparencia, tales como Utracán, La Laura y El Carancho (Vignatti et al., 2012 b; Echaniz et al., 2015 a; 2019). La reducida biomasa de fitoplancton y la elevada transparencia del agua (que favoreció el desarrollo de *Ruppia cirrhosa*), no pueden ser atribuidas a peces, dada su ausencia en estos cuerpos de agua y fueron rasgos que llevaron a que conformaran un grupo que podría ser caracterizado como de lagunas claras.



**Figura 4.** Variación mensual de la riqueza fitoplanctónica de las dos lagunas de Parque Luro

**Figure 4.** Monthly variation of the phytoplankton richness of the two lakes of Parque Luro.



**Figura 5.** Agrupamiento de lagunas salinas de La Pampa. A: hipo-mesosalinas, B: lagunas turbias sin vegetación, C: lagunas claras con vegetación. D: lagunas hipersalinas

**Figure 5.** Grouping of saline lakes of La Pampa. A: hypo-mesosaline, B: turbid lakes without vegetation, C: clear lakes with vegetation, D: hypersaline lakes.

Estas lagunas se ubican en cuencas donde existe bosque de caldén y la actividad preponderante es la cría de ganado y se distinguió del constituido por otros cuerpos de agua de similar salinidad pero ubicados especialmente en el noreste de la provincia, en establecimientos donde se realizan cultivos de oleaginosas y cereales, tales como Chadilauquen, San José, el Ojo de agua de Uriburu y Pey-Ma (Echaniz et al., 2016; Vignatti, 2011; Vignatti et al., 2017) o influenciadas por urbanizaciones como el Bajo de Giuliani (Echaniz et al., 2009). En estas lagunas la vegetación acuática fue escasa o ausente y presentaron mayores concentraciones de clorofila-a fitoplanctónica lo que disminuyó la transparencia del agua, por lo que se caracterizaron como lagunas turbias. La falta de información sobre las características de estos últimos cuerpos de agua previa al desarrollo de cultivos en sus cuencas, impidió determinar si la ausencia actual de vegetación en ellas es una condición natural, la consecuencia de la intervención antrópica o la influencia de otras variables.

Las características de LE fueron similares a otras lagunas hipersalinas de La Pampa, por lo que el análisis de conglomerados la incluyó, junto a La Amarga y Guatraché, en un grupo

netamente separado de las lagunas hipo-mesosalinas.

La naturaleza temporaria de las lagunas de Parque Luro quedó de manifiesto, ya que durante varios años previos a este estudio LO había estado completamente seca (Echaniz et al., 2019). Luego de su llenado el nivel descendió y a fines del verano la profundidad fue casi la tercera parte de la inicial. En el caso de LE, si bien la altura hidrométrica durante el estudio rondó 0,6 m, se han registrado alturas hidrométricas de hasta 2,6 m durante períodos con

lluvias extraordinarias, momentos en los que su salinidad descendió a 25 g.L<sup>-1</sup> (Pilati et al., 2019). Estas grandes variaciones de nivel del agua, que repercuten en su extensión y salinidad, son características de los lagos de la región semiárida pampeana (Echaniz & Vignatti 2017; 2019) y se relacionan con las variaciones pluviométricas de corto período (ciclos El Niño-La Niña), a las que se le suman oscilaciones de temperatura y precipitaciones más largas, que se repiten cada 60-80 años (Russián et al., 2015; Viglizzo, 2011).

Las concentraciones de nutrientes fueron más reducidas en LO pero similares a las de lagunas con influencia antrópica relativamente baja, dado el uso de la tierra en sus cuencas. La concentración de nutrientes en LE fue similar a las encontradas en otros lagos de elevada salinidad ubicados en cuencas endorreicas (Hutchinson, 1957; Pham et al., 2008; Pilati et al., 2016) en los que la salida de agua es principalmente por evaporación. Como el P es un elemento conservativo que no tiene intercambio con la atmósfera, luego de haber ingresado, por causas naturales o antrópicas, se acumula en los sedimentos (Hammer, 1986). En LE, las condiciones anóxicas o cercanas a la anoxia de los sedimentos, evidenciadas por su

**Tabla 5.** Comparación de los parámetros limnológicos y biológicos de las lagunas hipo-mesosalinas e hipersalinas consideradas en el análisis de agrupamiento. 1: Echaniz et al. (2006). 2: Echaniz et al. (2013). 3: Echaniz et al. (2009). 4: Vignatti et al. (2011). 5: Echaniz et al. (2015 b). 6: Vignatti et al. (2014). 7: Vignatti et al. (2017).

**Table 5.** Comparison of the limnological and biological parameters of the hypo-mesosaline and hypersaline lakes considered in the cluster analysis. 1: Echaniz et al. (2006). 2: Echaniz et al. (2013). 3: Echaniz et al. (2009). 4: Vignatti et al. (2011). 5: Echaniz et al. (2015b). 6: Vignatti et al. (2014). 7: Vignatti et al. (2017).

Laguna	Período estudiado	Categoría	Salinidad (g.L <sup>-1</sup> )	Transparencia (m)	pH	Clorofila (mg.m <sup>-3</sup> )	Oxígeno disuelto (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos inorgánicos (mg/L)	Sólidos suspendidos orgánicos (mg.L <sup>-1</sup> )	Vegetación acuática	Riqueza zooplancton
La Laura <sup>1</sup>	2001-2002	Hiposalina	18,45 ± 6,51	0,74 ± 0,16	9,23 ± 0,49	30,79 ± 27,01	6,29 ± 2,68	38,03 ± 21,07	37,52 ± 17,27	Si	13
Pey-Ma <sup>2</sup>	2006	Mesosalina	25,34 ± 6,15	0,17 ± 0,06	9,01 ± 0,17	173,74 ± 70,28	10,60 ± 1,83	23,24 ± 19,32	73,57 ± 17,24	No	6
Bajo de Giuliani <sup>3</sup>	2006	Hiposalina	9,82 ± 0,36	0,18 ± 0,03	9,01 ± 0,21	1,73 ± 1,25	8,46 ± 1,10	18,27 ± 24,23	6,72 ± 4,95	No	15
Chadilauquen <sup>4</sup>	2007	Mesosalina	26,16 ± 2,13	0,76 ± 0,26	9,40 ± 0,13	4,88 ± 4,52	8,87 ± 1,80	16,49 ± 15,28	14,15 ± 10,05	No	7
San José <sup>4</sup>	2007	Mesosalina	30,82 ± 2,67	0,78 ± 0,41	9,46 ± 0,17	1,22 ± 0,92	10,07 ± 2,07	4,30 ± 3,77	5,00 ± 1,89	Si	7
Utracán <sup>4</sup>	2007	Mesosalina	32,90 ± 2,70	1,15 ± 0,29	9,58 ± 0,13	1,89 ± 3,70	10,12 ± 1,30	2,77 ± 2,48	4,35 ± 3,45	Si	6
El Carancho <sup>4</sup>	2007	Hiposalina	13,38 ± 4,02	1,28 ± 0,36	9,47 ± 0,21	1,65 ± 1,16	8,83 ± 1,23	6,94 ± 5,44	3,88 ± 2,01	No	15
La Amarga <sup>5</sup>	2007	Hipersalina	115,51 ± 19,02	1,54 ± 0,15	7,82 ± 0,53	8,39 ± 6,97				No	1
Guatraché <sup>6</sup>	2011-2012	Hipersalina	345,40 ± 48,25		7,73 ± 0,23					No	1
Ojo agua Uriburu <sup>7</sup>	2012-2013	Hipersalina	51,27 ± 26,10	0,13 ± 0,06	9,74 ± 0,23	25,66 ± 34,51	8,43 ± 1,03	380,03 ± 381,93	126,22 ± 211,59	No	6

color negro y su fuerte olor a H<sub>2</sub>S (Pilati, obs. pers.) y debidas a la influencia negativa de la temperatura y la salinidad sobre la concentración de oxígeno disuelto (Sherwood et al., 1991), favorecen que el P se libere pasando a la columna de agua (Wetzel, 2001). Si bien las bajas concentraciones de oxígeno favorecen procesos de desnitrificación (Quan & Falkowski, 2009), las altas concentraciones de N en la columna de agua de LE pueden relacionarse con la alta actividad microbiana en los sedimentos, el aporte de los biodermas (Scheffer, 2004) y con la excreción de amonio por *A. persimilis*, ya que se ha determinado en otros lagos hipersalinos, que estos anostracos tienen fuerte influencia en el reciclado de los nutrientes, poniéndolos a disposición de los productores por medio de sus excretas (Belovsky et al., 2011).

La influencia negativa de la salinidad sobre el fitoplancton quedó de manifiesto ya que la riqueza total de las lagunas estudiadas en Parque Luro fue mucho menor que la registrada en cuerpos de agua de menor salinidad de la provincia (Bazán et al., 2012; 2014; 2018). Además, al comparar las lagunas de Parque Luro entre sí, la menor riqueza (<50 % de la riqueza fitoplanctónica total) fue registrada en LE. En ambas lagunas se registraron especies características de ambientes salados con alta tasa de evaporación y se encontró la típica asociación dada por la clorofita *Dunaliella viridis* y la cianofita *Leptolyngbia tenuis* (Montoya & Olivera, 1993). Las clorofitas unicelulares biflageladas *Dunaliella salina* y *D. viridis* están extensamente distribuidas, dado que han sido registradas desde la Antártida hasta en regiones desérticas subecuatoriales (Borowitzka & Siva, 2007), con salinidad entre 9 y 200 g.L<sup>-1</sup> de NaCl, aunque *D. salina* ha sido encontrada con salinidades superiores a 330 g.L<sup>-1</sup> (Oren, 2014). Entre las cianofceas presentes en LO se registraron dos taxa potencialmente fijadores de nitrógeno: *Anabaena* sp. y *Nostoc* sp., las que junto a las filamentosas

de los géneros *Lyngbya*, *Phormidium* y *Oscillatoria* son formadoras de biodermas algales (Halperín et al., 1976). Su importancia ecológica radica en que consolidan y estabilizan la superficie de los sedimentos mediante la producción de polisacáridos extracelulares (Burns & Davies, 1986; Moloje et al., 1985) lo que contribuye a acrecentar la cantidad de nitrógeno de los sedimentos, especialmente si en los biodermas intervienen especies fijadoras de nitrógeno molecular (Halperín, 1969).

La salinidad también es uno de los factores más relevantes en la estructuración de la comunidad zooplanctónica (Herbst, 2001; Ivanova & Kazantseva, 2006), por lo que la riqueza de las lagunas de Parque Luro fue reducida. En LO se registraron 14 taxa y en LE sólo se halló *A. persimilis*, una especie autóctona que también habita otros lagos hipersalinos de la provincia como La Amarga y Guatraché (Echaniz et al., 2015 b; Vignatti et al., 2014). Sin embargo, sus densidades fueron más elevadas en LE (Vignatti, et al., 2020) que en las lagunas mencionadas (Echaniz et al., 2015 b; Vignatti et al., 2014), y su pastoreo no selectivo explicaría la transparencia del agua y la reducida concentración de clorofila-a fitoplanctónica en LE (Pilati et al., 2018; Vignatti et al., 2020).

En LO se registró la asociación zooplanctónica típica de lagunas hipomesosalinas de la región, caracterizada por crustáceos halófilos autóctonos como *D. menucoensis* y *B. poopoensis* y rotíferos de amplia distribución como *Brachionus plicatilis* y *Hexarthra fennica* (Echaniz & Vignatti, 2017). La riqueza de LO fue mayor que la de lagunas hipomesosalinas turbias (Echaniz & Vignatti, 2017) y se registraron algunas especies predominantemente perifíticas, como el cladóceros *Leberis davidi*, cuya presencia podría haber sido favorecida por el desarrollo de la macrófita *R. cirrhosa*. Esta tendencia se ha verificado en otras lagunas claras como El Carancho (Vignatti et al., 2012 b) y se relaciona con la mayor heterogeneidad ambiental que genera la presencia de las macrófitas, lo que favorece el establecimiento de mayor cantidad de especies (Meerhoff & González Sagrario, 2021). A diferencia de lo que ocurrió en las

lagunas mesosalinas sin vegetación, tales como el Bajo de Giuliani, Chadilauquen, Pey-Ma o el Ojo de agua de Uriburu (Echaniz et al., 2009; 2013; Vignatti et al., 2017), la densidad del zooplancton de LO fue menor, lo que pudo deberse a que la presencia de las macrófitas podría interferir con sus movimientos y su alimentación, además de impedir la proliferación de fitoplancton palatable por efecto del sombreado y de la liberación de sustancias alelopáticas (Echaniz et al., 2019).

Varios estudios realizados en los mismos lagos de La Pampa en períodos diferentes, bajo distintas condiciones hidrológicas debidas a los ciclos climáticos de la región (Russián et al., 2015; Viglizzo, 2011), mostraron una elevada variabilidad en las condiciones físico químicas y biológicas (Echaniz et al., 2008; 2013; Pilati et al., 2019; Vignatti et al., 2012 a; b), lo que hace que estudios durante lapsos relativamente cortos muestren su dinámica en forma parcial, haciendo recomendable la repetición de muestreos en diferentes momentos (Echaniz et al., 2013). Esto es particularmente necesario en las lagunas de Parque Luro, donde los estudios acumulados abarcan series temporales más cortas que las estudiadas en lagunas con mayor impacto antrópico.

## AGRADECIMIENTOS

Al Lic. Fabián Tittarelli, Subsecretario de Ambiente del Gobierno de la provincia de La Pampa, por permitir el acceso a las lagunas de la Reserva Provincial Parque Luro. A los/las dos revisores/as que, con su trabajo, mejoraron esta contribución.

## Bibliografía

- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), 18th edition. Washington, DC.
- Bazán, G., Almeyda, D., Olivera, L. y Oriani, B. (2014). Biodiversidad fitoplanctónica en tres lagunas someras de la Provincia La Pampa, Argentina. *Biología Acuática*, 30, 47-57.
- Bazán, G., Galea, M. J. y Biasotti, A. (2018). Estado trófico de la laguna La Arocena (Provincia de La Pampa, Argentina):

- aplicación de índices biológicos. En Libro de trabajos del V Congreso Pampeano de Agua (Comp. Buss G.), Secretaría de Recursos Hídricos. Santa Rosa. pp. 41-55.
- Belovsky, G., Stephens, D., Perschon, C., Birdsey, P., Paul, D., Naftz, D., Baskin, R., Larson, C., Mellison, C., Luft, J., Mosley, R., Mahon, H., Van Leeuwen, J., & Allen, D. V. (2011). The Great Salt Lake Ecosystem (Utah, USA): long term data and a structural equation approach. *Ecosphere*, 2, 1-40.
- Borowitzka, M. & Siva, C. (2007). The taxonomy of the genus *Dunaliella* (Chlorophyta, Dunaliellales) with emphasis on the marine and halophilic species. *Journal of Applied Phycology*, 19, 567-590.
- Burns, R. & Davies, J. (1986). The microbiology of soil structure. *Biological Agriculture & Horticulture*, 3, 95-113.
- Casagrande, G., Vergara, G. y Bellini, Y. 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvia de la provincia de La Pampa (Argentina). *Semiárida*, 17(1/2), 15-22.
- Di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M. y Robledo, W. (2010). InfoStat (versión 2010). Córdoba: Grupo InfoStat, FCA, UNC.
- Ebina, J., Tsuyoshi, T. & Toyoso, S. (1983). Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. *Water Research*, 17 (12), 1721-1726.
- Echaniz, S., & Vignatti, A. (2017). The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 53, 345-360.
- Echaniz, S., & Vignatti, A. (2019). Limnology of shallow lakes of the semi-arid Central Pampa of Argentina. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 31, e11.
- Echaniz, S., Vignatti, A., y Cabrera, G. (2009). Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplancton. *Biología Acuática*, 26, 71-82.
- Echaniz, S., Vignatti, A., José de Paggi, S. y Cabrera, G. (2010). El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua (Comp. M. G. Dalmaso, C. Camiletti y R. Hernández), Secretaría de Recursos Hídricos. Santa Rosa. pp.45-53.
- Echaniz, S., Vignatti, A., Cabrera, G., & José de Paggi, S. (2012). Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity. *Biota Neotropica*, 12(2), 37-44.
- Echaniz, S., Cabrera, G., Rodríguez, C., & Vignatti, A. (2013). Do temporary lakes vary from year to year? A comparison of limnological parameters and zooplankton from two consecutive annual cycles in an Argentine temporary saline lake. *International Journal of Aquatic Science*, 4(1), 44-61.
- Echaniz, S., Cabrera, G., & Vignatti, A. (2015 a). The ecology of the saline lakes in the semiarid Pampa central (Argentina): limnological characterization and zooplankton of Utracán. *Advances in Life Science*, 5(3), 64-72.
- Echaniz S., Cabrera, G., & Vignatti, A. (2015 b). Limnological parameters and population structure of *Artemia persimilis* Piccinelli and Prosdocimi, 1968 (Crustacea, Anostraca) in La Amarga, a hypersaline lake of La Pampa (Argentina). *Research in Zoology*, 5(2), 25-31. [www.doi.org/10.5923/j.zoology.20150502.01](http://www.doi.org/10.5923/j.zoology.20150502.01).
- Echaniz, S., Vignatti, A., Cabrera, G., Capecce, C., y Treffinger Cienfuegos, M. (2016). Comparación de los parámetros limnológicos y el zooplancton de un lago somero salino de La Pampa (Argentina) durante dos ciclos anuales de condiciones diferentes. *Biología Acuática*, 31, 28-39.
- Echaniz, S., Vignatti, A., Cabrera, G., & Torres, F. (2019). Zooplankton and limnological parameters dynamics in a mesosaline lake of a protected area in the semi-arid Pampa of Argentina. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 7(3), 261-280.
- Gibbs, R. (1970). Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*, 170, 1088 -1090.
- González-Roglich, M., Villarreal, D. y Castro, M. (2012). Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología Austral*, 22, 11-21.
- Halperín, D. (1969). Biodermas algales y su papel en la consolidación de los agregados del suelo. *Physis*, 29(78), 37-48.
- Halperín, D., Mule, M. y Caire, G. (1976). Biodermas algales como fuente de nitrógeno

- en suelos sub-húmedos y semi-áridos (Provincia de Chaco y Formosa, Argentina). *Darwiniana*, 20: 341-370.
- Hammer, Ø., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9.
- Hammer, U. (1986). Saline Lake Ecosystems of the World. Monographiae Biologicae 59. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers.
- Herbst, D. (2001). Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia*, 466, 209-219.
- Hutchinson, G. (1957). *A Treatise on Limnology, Geography, Physics and Chemistry*. John Wiley and Sons.
- Ivanova, M., & Kazantseva, T. (2006). Effect of water pH and total dissolved solids on the species diversity of pelagic zooplankton in lakes: a statistical analysis. *Russian Journal of Aquatic Ecology*, 37(4), 264-270.
- Kalff, J. (2002). *Limnology*. Inland Water System. Prentice Hall, New Jersey.
- Lorenzo, F., Mehl, A., y Zárate, M. (2013). Sedimentología y estratigrafía de depósitos del Mioceno tardío de los valles transversales de la Provincia de La Pampa, Argentina. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 20(2), 67-84.
- Méndez, M., Vergara, G., Casagrande, G. y Bongianino, S. (2021). Clasificación climática de la región agrícola de la provincia de La Pampa, Argentina. *Semiárida*, 31(2), 09-20. [https://doi.org/10.19137/semiarida.2021\(02\).09-20](https://doi.org/10.19137/semiarida.2021(02).09-20).
- Meerhoff, M., & González Sagrario, M. (2021). Habitat complexity in shallow lakes and ponds: importance, threats, and potential for restoration. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04771-y>.
- Menone, M., Iturburu, F., Demetrio, P., Venturino, A., Pedrozo, F., Temporetti, P., Rodríguez, A., Amé, M., Quaint, K., y Collins, P. (2022). Calidad del agua y niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática. Interacción entre ciencia y gestión. *Ecología Austral*, 32, 950-962.
- Metcalfe, C., Collins, P., Menone, M., & Tundisi, J. (2020). *The Paraná River Basin. Managing water resources to sustain ecosystem services*. Routledge - Taylor & Francis Group: New York. [www.doi.org/10.4324/9780429317729](https://doi.org/10.4324/9780429317729).
- Molope, M., Page, E., & Grieve, I. (1985). A comparison of soil aggregate stability tests using soils with contrasting cultivation histories. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 16, 315-322.
- Montoya, H. & Olivera, A. (1993). *Dunalliella salina* from saline environments of the central coast of Peru. *Hydrobiologia*, 267, 155-161.
- Morello J., Matteucci, S., Rodríguez, A. y Silva, M. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editores, Buenos Aires.
- Oren, A. (2014). The ecology of Dunaliella in high-salt environments. *Journal of Biological Research-Thessaloniki*, 21(1), 23-30.
- Pham, S., Leavitt, P., McGowan, S. & Peres-Neto, P. (2008). Spatial variability of climate and land-use effects on lakes of the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 53, 728-742.
- Pilati, A., Castellino, M. & Bucher, E. (2016). Nutrient, chlorophyll and zooplankton seasonal variations on the southern coast of a subtropical saline lake (Mar Chiquita, Córdoba, Argentina). *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 52, 263-271.
- Pilati, A., Echaniz, S., Faguaga, C., Vignatti, A., & Cabrera, G. (2018). An experimental salt reduction in a lake with long-term hypersaline conditions does not increase zooplankton diversity but affects the grazing of *Artemia persimilis* on algae. *Limnologica*, 70, 26-32.
- Pilati, A., Biasotti, A. y Montelpare, G. (2019). Primera caracterización de un lago somero meromictico en Argentina (Reserva Parque Luro, La Pampa). En *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (A. Cortelezzi, I. Entraigas, F. Grosman & I. Masson Eds), (pp. 98-100), Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil.
- Quan, T., & Falkowski, P. (2009). Redox control of N:P ratios in aquatic ecosystems. *Geobiology*, 7, 124-139.
- Russión, G., Agosta, E. y Compagnucci, R. (2015). Variaciones en baja frecuencia de la precipitación estacional en la región pampa amarilla y posibles forzantes. *Meteorologica*, 40(1), 17-42.
- Scheffer, M. (2004). *Ecology of Shallow Lakes*. Population and Community Biology Series,

- Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Scheffer, M., & Jeppesen, E. (2007). Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems*, (10), 1-3.
- Scheffer, M. & van Nes, E. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584, 455-466.
- Sherwood, J., Stagnitti, F., Kokkinn, M., & Williams, W. (1991). Dissolved oxygen concentrations in hypersaline waters. *Limnology and Oceanography*, 36(2), 235-250.
- Sokal, R. y Rohlf, F. (1995). *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. Blume, Barcelona.
- Strickland, J., & Parsons, T. (1972). *A Practical Hand Book of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 157, 2nd Edition.
- Viglizzo, E. (2011). El agro, el clima y el agua en La Pampa Semiárida: revisando paradigmas *Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria*, 64, 251-267.
- Vignatti, A. (2011). Biomasa del zooplancton en lagunas salinas y su relación con la concentración de sales en ausencia de peces. (Tesis Doctoral), Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Vignatti, A., Cabrera, G., & Echaniz, S. (2012 a). Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentina during the drying. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 7(2), 93-106.
- Vignatti, A., Paggi, J., Cabrera, G., & Echaniz, S. (2012 b). Zooplankton diversity and its relationship with environmental changes after the filling of a temporary saline lake in the semi-arid region of La Pampa (Argentina). *Latin american journal of aquatic research*, 40(4), 1005-1016.
- Vignatti, A., Cabrera, G., Pilati, A., & Echaniz, S. (2014). Biology of *Artemia persimilis* Piccinelli and Prosdocimi, 1968 (Crustacea: Anostraca) at the highest salinities reported for the species under natural conditions. *International Journal of Artemia Biology*, 4(1), 38-43.
- Vignatti, A., Canosa, M., Cabrera, G., & Echaniz, S. (2017). The ecology of saline lakes in central Argentina: Environmental and zooplankton changes during the drying of a temporary shallow ecosystem. *Universitas Scientiarum*, 22 (3), 177-200. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC22-3.eazp>.
- Vignatti, A., Capece, C., Cabrera, G., & Echaniz, S. (2020). Biology of *Artemia persimilis* Piccinelli and Prosdocimi, 1968 in a hypersaline lake in a semiarid protected area (Parque Luro Reserve, La Pampa, Argentina). *Limnetica*, 39 (1), 61-72. <https://doi.org/10.23818/limn.39.05>.
- Wetzel, R. (2001). *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, Elsevier, San Diego.
- Zar, J. (1996). *Biostatistical analysis*. 3º Ed. Prentice Hall. New Jersey.