



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

Tesis de Doctor en Biología

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DEL ZOOPLANCTON EN
UNA LAGUNA CON MANEJO ANTRÓPICO: LAGUNA LA
SALADA (PEDRO LURO, PCIA. DE BUENOS AIRES)

María Belén Alfonso

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2018



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

Tesis de Doctor en Biología

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DEL ZOOPLANCTON EN UNA LAGUNA
CON MANEJO ANTRÓPICO: LAGUNA LA SALADA (PEDRO LURO,
PCIA. BUENOS AIRES)

María Belén Alfonso

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2018

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) perteneciente al Centro Científico Tecnológico Bahía Blanca (CCT-CONICET-BB), dependiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), durante el período comprendido entre 1 de agosto de 2013 y 14 de diciembre de 2017, bajo la dirección de la Dra. María Cintia Piccolo (IADO-CONICET) y el Dr. Horacio Ernesto Zagarese (INTECH-CONICET).

Lic. María Belén Alfonso



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el/...../....., mereciendo la calificación de (.....)

A mi familia

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis la Dra. María Cintia Piccolo y el Dr. Horacio Zagarese, por darme la oportunidad de realizar el doctorado, por aportarme su conocimiento y por el apoyo y confianza durante estos años.

A la Dra. María Cintia Piccolo y el Dr. Gerardo Perillo, por dejarme formar parte de este gran grupo de trabajo.

A la Universidad Nacional del Sur (UNS) y en particular al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia (DBByF) por aceptarme como estudiante de postgrado.

Al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) por facilitarme sus instalaciones y equipamiento para la realización de esta tesis.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por la beca otorgada para el desarrollo de esta tesis.

Al Dr. Alejandro Vitale por el diseño y la construcción de la Boya EMAC, parte fundamental de esta tesis.

A todo el personal del IADO por la cordialidad y ayuda que me brindaron desde el primer día de trabajo.

Al IAI (Inter America Institute) y el proyecto SAFER por darme la oportunidad de formar parte de este gran grupo de trabajo.

A la red GLEON por darme la oportunidad de reunirme, conocer y trabajar con excelentes limnólogos de todo el mundo.

A los integrantes de PAMPA₂ por brindarme la oportunidad de trabajar y aprender con ustedes, especialmente a los zooplanctólogos (Nadia, Sole, Javi y Flor) por ayudarme

con mis dudas en todo momento y por la buena onda de siempre y a Leonardo Lagomarsino, Roberto Escaray y Jorge Bustingorry por los análisis de nutrientes y su buena predisposición.

A Cristina Marinone y Susana Menu Marque por ayudarme desde el inicio con mis bichos y aportarme su valioso conocimiento.

A mis compañeros de oficina por crear un clima de trabajo realmente bueno, especialmente a Jose, Vani y Fede por su cariño y amistad.

A Ernesto, por tu amistad y buenos consejos, te recordaré siempre con cariño.

A mis amigas que son mis hermanas también: Mari, Dai, Nats, Iri, Vane, Ale y Diani las amo, gracias por estar a siempre!

A mi familia por su amor y por apoyarme y acompañarme desde el comienzo.

A Hernán por incentivarme día a día a ser la mejor versión de mi misma, te amo.

Estructura y dinámica del zooplancton en una laguna con manejo antrópico: Laguna La Salada (Pedro Luro, Pcia. de Buenos Aires)

RESUMEN

Los organismos zooplanctónicos constituyen un eslabón importante en las redes tróficas de los cuerpos de agua, lo cual los convierte en indicadores útiles al evaluar el estado ecológico de un ambiente. En la presente tesis se estudió la estructura y dinámica del zooplancton de la laguna La Salada en relación a las variables físico-químicas, climáticas y al manejo antrópico. La Salada es una laguna salina somera, ubicada al SW de la provincia de Buenos Aires. Se caracteriza por presentar un importante manejo antrópico, recibiendo agua desde canales de riego derivados del Río Colorado. Se encuentra localizada en una región templada, semiárida y de fuertes vientos. Durante octubre 2012 y septiembre 2015, se realizaron mediciones cualitativas y cuantitativas del zooplancton y de las variables físico-químicas del agua a escala mensual en la laguna. A su vez se instaló una boya multiparamétrica a fin de medir variables limnológicas y meteorológicas en alta frecuencia. Se realizó una caracterización ambiental de la laguna y se estudió la variabilidad climática a partir del análisis de 50 años de registros meteorológicos diarios. La tendencia histórica muestra un aumento en 0,7 °C de la temperatura del aire desde el año 1966 hasta el año 2015. A partir del análisis de las precipitaciones se clasificó al año 2012 como un período de lluvia normal, el año 2013 como un período muy seco, y los años 2014 y 2015 como años húmedos. Evidentemente la zona presenta una variabilidad climática importante. Del estudio de las variables limnológicas se determinó que se trata de una laguna mesosalina (30,4 g L⁻¹) y alcalina (8,2), caracterizada por una transparencia elevada durante todo el período de estudio (166 cm). Su estado trófico se define como mesotrófico-eutrófico, con baja concentración de clorofila *a* en comparación con otras lagunas pampeanas (8,5 µg L⁻¹), pero similares a otras lagunas salinas de la región y el mundo. La salinidad disminuyó y la concentración de nutrientes aumentó significativamente con el ingreso de agua aportada por los canales derivados del Río Colorado. La variación estacional de la temperatura desempeñó un rol importante, modulando las variaciones en la concentración de clorofila *a*. A partir de las mediciones de alta frecuencia se detectaron procesos

importantes de interacción agua-atmósfera a escalas diurna, semidiurna y horaria. Dichas variaciones observadas en la temperatura del aire, humedad relativa, velocidad del viento, concentración de oxígeno disuelto y temperatura del agua, se asociaron con eventos de brisa local generados por las diferencias de temperatura y presión entre la laguna y el continente. Por otro lado, las mediciones de alta frecuencia de la concentración de oxígeno sugirieron que La Salada es un ecosistema con metabolismo autotrófico. Los valores de metabolismo fluctuaron dentro de los esperados para una laguna salina, siendo más productiva que otras lagunas templadas. La temperatura y las fluctuaciones en la conductividad juegan un importante rol en las características físico-químicas y biológicas del sistema. A su vez, la variación anual e interanual del nivel del agua es un factor crucial en el desarrollo de los procesos ecológicos en la laguna. El zooplancton de la laguna La Salada se caracterizó por presentar una diversidad baja, compuesto por especies halófilas y de pequeño porte, con una dominancia de rotíferos durante todo el período de estudio. El zooplancton estuvo dominado por *B. plicatilis*, seguido por otro rotífero de menor tamaño, *S. kitina*. El copépodo ciclopoideo *Apocyclops* sp. se halló principalmente en verano. La dominancia de los rotíferos y el hecho de que las abundancias de los copépodos (mayormente ciclopoideos) fueran bajas, es característico de ambientes eutróficos sujetos a una gran fuerza de predación por peces omnívoros (*Odonthesthes* sp). Los copépodos calanoideos estuvieron representados por *B. poopoensis*, una especie típica de lagunas salinas. Por otro lado, el hecho de que las especies predominantes son de pequeño porte y que los copépodos se encuentran representados por estadíos nauplii y juveniles en su mayoría, puede ser el resultado de la alta variabilidad ambiental, con un corto tiempo de retención e importantes fluctuaciones en las condiciones físico-químicas en respuesta a cambios en el nivel del agua debido al manejo antrópico. Las abundancias y biomásas del zooplancton mostraron respuestas interanuales distintas en relación a las principales variables físico-químicas. La dinámica de la abundancia zooplanctónica estuvo regulada por los cambios estacionales de temperatura. La biomasa zooplanctónica estuvo regulada por la el efecto de la entrada de agua y los aumentos consecutivos de las concentraciones de nutrientes y disminución de la conductividad/salinidad asociadas al manejo antrópico y por la temperatura. En conclusión, la presencia de peces zooplanctívoros en conjunto con los cambios en la concentración de nutrientes y salinidad, moldearon la comunidad zooplanctónica de la laguna La Salada hacia una

de baja diversidad, conformada por especies halotolerantes y de pequeño porte. Esta presentó cambios característicos en la composición y biomasa en respuesta al manejo antrópico de la laguna. La variación anual e interanual del nivel del agua generada por la acción antrópica resultó ser un factor crucial en el desarrollo de los procesos ecológicos en La Salada.

Structure and dynamics of zooplankton in a shallow lake with anthropic management: Laguna La Salada (Pedro Luro, Province of Buenos Aires)

ABSTRACT

Zooplankton organisms constitute an important link in the trophic networks of water bodies and are useful indicators of the overall ecological state of an environment. In the present thesis, the structure and dynamics of the zooplankton of La Salada lake were studied in relation to physicochemical and climatic variables subjected to anthropic management. La Salada is a saline shallow lake, located in the SW of the province of Buenos Aires. It is characterized by presenting an important anthropic management system, receiving water from irrigation channels derived from the Colorado River. It is located in a temperate, semiarid and windy region. From October 2012 to September 2015, the lake was surveyed with monthly frequency for qualitative and quantitative measurements of zooplankton and physicochemical variables. Also, a multi-parameter buoy was installed to collect high frequency limnological and meteorological data. The lake was characterized through limnological data and climate variability was assessed through daily meteorological records recorded during 50 years. The historical trend shows an increase in air temperature of 0.7 °C from 1966 to 2015. From the analysis of precipitation records, 2012 was classified as a normal precipitation period, 2013 as a very dry period, whereas the period 2014 and 2015 was considered wet. Clearly, the area is subject to an important climatic variability. Limnological variables measured in the lake indicated mesosaline (30.4 g L⁻¹) and alkaline (8.2) conditions, with high transparency (166 cm) during the entire study period. The trophic state of the lake was defined as mesotrophic-eutrophic, with lower concentrations of chlorophyll *a* (8.5 µg L⁻¹) compared to other Pampean lakes, but nevertheless similar to saline lakes of the same region and of the world. Salinity decreased and nutrients concentrations increased significantly due to the water inflow from channels derived from the Colorado River. Temperature seasonal variations played an important role modulating the chlorophyll *a* concentration. The analysis of high frequency measurements of several air and water parameters showed up the interaction water-atmosphere at short time scales, diurnal, semidiurnal and hourly. Variations in air temperature, relative humidity, wind speed, dissolved oxygen

concentration and water temperature were associated with local breeze events generated by differences in temperature and pressure between the lake and the continent. On the other hand, the analysis of high frequency oxygen concentration measurements showed up a predominant autotrophic metabolism in La Salada. Metabolism values were within those expected for saline lakes, being more productive than other temperate lakes. Fluctuations in temperature and conductivity play an important role in the physicochemical and biological characteristics of the system. In turn, the annual and inter-annual variation of the water level is a crucial factor in the development of the ecological processes in the lake. The zooplankton of La Salada was characterized by a low diversity, represented by small size, halophiles species, with rotifers dominating the entire study period. The zooplankton was dominated by *B. plicatilis*, followed by another small rotifer, *S. kitina*. The cyclopoid copepod *Apocyclops* sp. occurred mainly in summer. The dominance of the rotifers and the fact that the abundances of the copepods were low, being represented mainly by cyclopoids, is characteristic of eutrophic systems under predation pressure by omnivorous fish (*Odonthesthes* sp.). Calanoids were represented by *B. poopoensis*, a typical species of saline lakes. On the other hand, the small size species and that the copepods were mainly represented by nauplii and juvenile stages may be the result of an adaptive process to high environmental fluctuation, such as the short retention time and the important fluctuations in physicochemical conditions in response to changes in the water level due to anthropic management. The abundances and biomasses of zooplankton showed different responses to the main physicochemical variables between years. The dynamics of zooplankton abundance was regulated by seasonal changes in temperature. Zooplankton biomass was regulated by the effect of water inflow and the subsequent increase of nutrient concentrations and decrease in conductivity/salinity associated with anthropogenic management and temperature fluctuations. In conclusion, the presence of zooplanctivorous fish together with the changes in the concentration of nutrients and salinity, shaped the zooplankton community of La Salada lake towards one of low diversity, constituted by small and halotolerant species. Changes in zooplankton composition and biomass in response to anthropic management of the lake were also recorded. The annual and inter-annual variation of the water level due to anthropic management proved to be a crucial factor in the development of the ecological processes in La Salada lake.

ÍNDICE

Prefacio	
Agradecimientos	
Resumen	
Abstract	
1 INTRODUCCIÓN GENERAL	19
1 Introducción	19
1.1 Hipótesis y objetivos	24
1.1.1 Hipótesis de trabajo	24
1.1.2 Objetivo general y particulares	24
2 Área de estudio	25
2.1 Laguna La Salada	25
2 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA LAGUNA LA SALADA	29
1 Introducción	29
2 Materiales y métodos	30
2.1 Análisis meteorológico	30
2.2 Tareas de campo y laboratorio	32
2.2.1 Mediciones limnológicas	33
2.3 Análisis de los datos	36
3 Resultados	36
3.1 Variabilidad climática	36
3.1.1 Temperatura del aire	36
3.1.2 Precipitación	37

3.1.3 Viento	39
3.2 Análisis limnológicos	41
3.2.1 Nivel del agua	41
3.2.2 Temperatura del agua	42
3.2.3 Conductividad y salinidad	43
3.2.4 Oxígeno disuelto	45
3.2.5 pH	46
3.2.6 Transparencia del disco de Secchi	47
3.2.7 Seston y materia orgánica	48
3.2.8 Clorofila a	50
3.2.9 Nutrientes	50
3.2.10 Estado trófico	52
3.3 Relación entre las variables climáticas y limnológicas	53
3.3.1 Correlación de Spearman	53
3.3.2 Análisis de componentes principales (ACP)	53
4 Discusión	58
3 MONITOREO AMBIENTAL EN ALTA FRECUENCIA DE LA LAGUNA	63
1 Introducción	63
2 Materiales y métodos	65
2.1 Boya autónoma EMAC	65
2.2 Análisis de los datos	66
3 Resultados	67
3.1 Variables meteorológicas	67
3.1.1 Temperatura del aire	67

3.1.2 Humedad relativa	68
3.1.3 Viento	69
3.2 Variables limnológicas	71
3.2.1 Temperatura del agua	71
3.2.2 Nivel	73
3.2.3 Conductividad	74
3.2.4 Clorofila a	75
3.2.5 Oxígeno disuelto	76
3.3 Eventos de brisa	77
3.3.1 Verano	78
3.3.2 Otoño	80
3.3.3 Invierno	82
3.3.4 Primavera	84
3.4 Relación entre los parámetros climáticos y limnológicos	86
3.4.1 Correlación de Spearman	86
3.4.2 Análisis de componentes principales (ACP)	87
3.4.3 Análisis de regresión lineal múltiple	90
4 Discusión	91
4 METABOLISMO ECOSISTÉMICO	96
1 Introducción	96
2 Materiales y métodos	98
2.1 Muestreos mensuales de las variables físico-químicas y biológicas	99
2.2 Estimación del metabolismo ecosistémico	99
2.3 Análisis de los datos	101

3 Resultados	102
3.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos	102
3.2 Metabolismo ecosistémico	105
3.3 Regulación del metabolismo ecosistémico	108
3.4 Análisis de las series de tiempo	110
4 Discusión	113
5 COMPOSICIÓN Y DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DEL ZOOPLANCTON	118
1 Introducción	118
2 Materiales y métodos	120
2.1 Muestreo del zooplancton	120
2.2 Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplancton	120
2.3 Frecuencia de ocurrencia	121
2.4 Índices ecológicos	121
2.4.1 Diversidad de Shannon (H')	121
2.4.2 Equitatividad (E)	122
2.4.3 Dominancia (D)	122
2.5 Análisis de los datos	122
3 Resultados	122
3.1 Análisis cualitativo del zooplancton	122
3.2 Índices ecológicos	125
3.3 Análisis cuantitativo del zooplancton	126
3.3.1 Abundancia del zooplancton	126
3.3.2 Biomasa del zooplancton	131

4	Discusión	134
6	EFFECTO DE LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y EL MANEJO ANTRÓPICO SOBRE LA DINÁMICA TEMPORAL DEL ZOOPLANCTON	138
1	Introducción	138
2	Materiales y métodos	139
2.1	Análisis de los datos	139
3	Resultados	140
3.1	Relación entre la comunidad zooplanctónica y las variables ambientales	140
3.1.1	Correlación de Spearman	140
3.1.2	Análisis de redundancia (RDA)	141
4	Discusión	144
7	CONCLUSIONES FINALES	147
	REFERENCIAS	150
	ANEXOS	175

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1 INTRODUCCIÓN

Una laguna es un cuerpo de agua léntico que carece de estratificación térmica y por lo tanto, posee mezcla vertical durante todo el año. Este tipo de ambiente representa el componente principal del humedal pampeano (Sosnovsky, 2007). Las lagunas de la Región Pampeana se caracterizan por ser poco profundas y con tiempos variables de permanencia del agua, son naturalmente eutróficas y actualmente se encuentran bajo estrés ambiental que incrementa su contenido de nutrientes debido a las intensas actividades agropecuarias (Quirós *et al.*, 2002). La Región Pampeana es una planicie extensa y fértil que abarca la provincia de Buenos Aires, NE de La Pampa, SE de Córdoba, y S de Santa Fé y Entre Ríos (Labraga *et al.*, 2011). El clima de la región se caracteriza por la presencia de ciclos de sequía e inundación que afectan tanto la disponibilidad de agua, la productividad de los sistemas agropecuarios y otras actividades humanas. Se ubica entre la región subtropical y la templada (Grimm, 2011). Los vientos predominantes del NE son cálidos y húmedos, mientras que en el extremo S de la región predominan los vientos secos del W (Aliaga *et al.*, 2017). Las precipitaciones decrecen del NE al SW, determinando el pasaje de un clima cálido y húmedo a uno semiárido. Ciclos naturales atmosféricos como el fenómeno de El Niño - Oscilación del Sur (ENOS) provocan variaciones interanuales en las precipitaciones con mayor intensidad en otoño e invierno (Grimm, 2011). La temperatura media anual decrece de N a S, variando entre los 20 y 14 °C (Scian *et al.*, 2006).

Las lagunas salinas predominan en las regiones áridas y semiáridas del planeta estando la mayor parte de ellas ubicadas en cuencas endorreicas (Meybeck, 1995). El continente americano posee muchas lagunas salinas principalmente en la Región Pampeana Argentina y el altiplano de Perú y de Bolivia. Estos sistemas se encuentran en una posición terminal en las cuencas hidrológicas acumulando sales, nutrientes, y materia orgánica debido a la descarga de ríos y arroyos (Jones y Deocampo, 2003). Las cuencas de la Región Pampeana son endorreicas o arreicas

en su mayoría, lo cual junto con los períodos de sequías e inundaciones de la región da lugar a fuertes variaciones de volumen y salinidad (Kopprio *et al.*, 2015). De acuerdo a su salinidad se pueden clasificar como subsalina (0,5 a 3 g L⁻¹), hiposalina (3 a 20 g L⁻¹), mesosalina (20 a 50 g L⁻¹) e hipersalina (> 50 g L⁻¹) (Hammer, 1986). A su vez, las lagunas salinas poseen elevadas concentraciones de carbono, manteniendo comunidades biológicas muy productivas (Duarte *et al.*, 2008).

Las fluctuaciones del nivel del agua son reconocidas como una influencia primaria sobre los cambios limnológicos (Leira y Cantonati, 2008). Los ingresos de agua promueven la entrada de nutrientes, sedimentos y materia orgánica lo cual, unido a la actividad antrópica determina los índices elevados de productividad de estos ambientes (O'Farrell *et al.*, 2011). Entre los efectos negativos de la eutrofización de los ambientes acuáticos se encuentran la reducción de la transparencia, las floraciones de cianobacterias, condiciones de anoxia que pueden conducir a la mortandad de peces y a la reducción de la diversidad de especies (Kopprio *et al.*, 2014). Sin embargo, en las lagunas salinas alcalinas, la concentración de nutrientes y su disponibilidad para la producción primaria se encuentra limitada debido a la unión del ión PO₄ al carbono orgánico disuelto (COD) y las sales presentes en lagunas de elevada alcalinidad (Waiser and Robarts, 1995). Por ende la concentración de clorofila es reducida, así como la transparencia elevada, en relación a la concentración de fósforo (Campbell y Prepas 1986). En las lagunas someras, las fluctuaciones de nivel inter e intranuales dependen de las condiciones climáticas y de las actividades humanas (Gafny y Gasith, 1999; Beklioglu *et al.*, 2007). Las fluctuaciones del nivel del agua son necesarias para la supervivencia de muchas especies, por ejemplo al garantizar la productividad y biodiversidad de macrófitas (Gafny y Gasith, 1999) y peces (Wantzen *et al.*, 2002). Solo las sequías e inundaciones extremas tienen efectos negativos tanto para las comunidades biológicas del sistema como para el hombre (Sparks *et al.*, 1998), produciendo por ejemplo la pérdida de agua y reducción del hábitat, modificando el estado trófico y penetración de la luz que afectan la dinámica del plancton y el desarrollo de comunidades litorales (Moos *et al.*, 2005; Laird y Cumming, 2008; Wolin y Stone, 2010).

El zooplancton es un indicador importante de la estructura y funcionamiento de los lagos y lagunas y de su estado ecológico (Jeppesen *et al.*, 2011) ya que en la red trófica de estos ambientes, es el principal eslabón entre los productores primarios y los consumidores secundarios. Además, esta comunidad actúa reciclando nutrientes

y carbono a través de sus productos de excreción (Steinberg, 2017). Los estudios cualitativos sobre la composición específica y estructura de tallas de la comunidad zooplanctónica brindan información sobre las condiciones generales del ambiente y la funcionalidad de la comunidad. En tanto, los estudios cuantitativos sobre la abundancia y biomasa, reflejan el grado de productividad del cuerpo de agua y permiten analizar su estado trófico y caracterizar al mismo en cuanto a la calidad de sus aguas (Haberman *et al.*, 2014; Gutierrez *et al.*, 2016). Debido a su posición intermedia dentro de la trama trófica, el zooplancton se encuentra regulado tanto por la disponibilidad de recurso (procesos bottom-up), como por la predación ejercida principalmente por los peces (procesos top-down) (Steinberg, 2017). El balance entre los dos controles anteriores determina en gran medida muchas de las características de la comunidad zooplanctónica y particularmente la estructura de tallas.

La biodiversidad de las lagunas salinas es naturalmente baja, por ello son de gran interés científico a nivel mundial (Hammer, 1986). La diversidad baja y la simplicidad de las redes tróficas de las lagunas salinas (Williams, 1981) las convierten en ambientes excelentes para el estudio de la dinámica del plancton en relación a la variabilidad climática, estado trófico y efecto antrópico, entre otras. La baja riqueza y elevada biomasa del zooplancton es una característica común de las este tipo de lagunas (Williams, 1998; Echaniz *et al.*, 2006). Particularmente, en las lagunas salinas, la reducción en su extensión debido a la variabilidad climática y el manejo asociado del agua por parte del hombre afectan la dinámica y composición del zooplancton (Vignatti *et al.*, 2012a, 2012b; Barnes y Wurtsbaugh, 2015). La diversidad de las especies disminuye a medida que su tolerancia osmótica disminuye con el incremento de la salinidad (Battauz *et al.*, 2013).

A nivel mundial, el zooplancton ha sido foco de estudio en las lagunas salinas abarcando diversas temáticas. Arora y Mehra (2009) estudiaron un lago somero e hiposalino de Delhi (India) y observaron que las condiciones eutróficas en conjunto con la salinidad regularon la dinámica del zooplancton, registrando a *Brachionus plicatilis* como la especie dominante. A su vez otros trabajos también encontraron que los cambios en la salinidad y la concentración de nutrientes debido a las fluctuaciones del nivel por una mayor extracción del agua, regularon la estructura, función y biodiversidad zooplanctónica (Jeppesen *et al.*, 2015; Debastiani Júnior y Nogueira, 2016). En un estudio experimental Barnes *et al.* (2015) demostró el fuerte efecto de

distintas concentraciones de salinidad en la composición del zooplancton, destacando así la importancia del manejo adecuado del agua en los cuerpos lagunares. Por otro lado, Jensen *et al.* (2010) estudió en cuatro lagunas eutróficas de distinta salinidad el efecto de los predadores (peces y macroinvertebrados) sobre el zooplancton. Los mismos encontraron que a mayor salinidad, la migración vertical diaria (MVD) era la estrategia de escape prevalente en el zooplancton, resultando una comunidad dominada por especies de pequeño porte y con baja eficiencia de consumo sobre el fitoplancton, promoviendo así las condiciones de turbidez de origen fitoplantónico en las lagunas estudiadas. A su vez, Starks *et al.* (2014) encontró que durante períodos de inundación, el zooplancton de lagunas salinas presentó una disminución en la biomasa, ya que condiciones de menor salinidad promueven el aumento de la abundancia de peces y por lo tanto hay un mayor consumo del zooplancton. Por último, a partir de un estudio en lagunas de Dinamarca, Estonia y el Reino Unido, Jeppesen *et al.* (2011) concluyó que el zooplancton es un excelente indicador de la calidad del agua en los cuerpos de agua ya que son indicadores rentables del estado trófico y calidad ecológica de los lagos. Al encontrarse en una posición intermedia entre los productores primarios y los consumidores, proveen información acerca de la importancia relativa de los controladores bottom-up y top-down y su impacto en la claridad del agua. Además de ser indicadores importantes del éxito / fracaso de las medidas tomadas para llevar los lagos a un buen estado ecológico.

En las lagunas de la Región Pampeana el componente principal del zooplancton son los rotíferos y los estadíos larvales de los copépodos (Copepoditos y nauplii) (Battauz *et al.*, 2013; Souza, 2014). A su vez, en las lagunas salinas predominan especies típicas halófilas. Entre las más citadas se encuentran los rotíferos del género *Brachionus*, cladóceros del género *Moina* y *Daphnia*, y copépodos del género *Boeckella* y *Metacyclops*, entre otras (Menu-Marque *et al.*, 2000; Echaniz *et al.*, 2008, 2015; Kopprio *et al.*, 2012; Battauz *et al.*, 2013). En la Región Pampeana son escasos los estudios sobre la ecología del zooplancton de lagunas salinas, ubicándose la mayoría de estos sistemas en la provincia de La Pampa. Echaniz *et al.* (2011) realizó un estudio en una laguna hiposalina temporaria sin peces, encontrando que el aumento de la salinidad produjo un aumento en la abundancia del zooplancton, pero no en su biomasa, dada la dominancia de especies de pequeño porte como *B. plicatilis*. Por otro lado, Battauz *et al.* (2013) encontró una relación negativa entre la

presencia de flamencos y la talla del zooplancton en lagunas salinas de La Pampa por efecto de la predación selectiva sobre las especies de mayor porte. Echaniz *et al.* (2015) realizó un estudio en una laguna mesosalina, clara y sin peces, encontrando que el zooplancton estaba conformado por especies de gran porte, contribuyendo al estado de aguas claras, sin embargo su biomasa resultó menor que en otras lagunas salinas debido a la baja disponibilidad de alimento. Pilati *et al.* (2016) estudiaron el zooplancton de la laguna Mar Chiquita (Córdoba), sitio Ramsar y una de las lagunas salinas más grandes de Sudamérica, y hallaron que la temperatura y la disponibilidad de nutrientes regulan la composición y dinámica estacional de esta comunidad. Los estudios sobre el efecto del manejo antrópico sobre el zooplancton son aún escasos (Vignatti *et al.*, 2012a; Del Ponti *et al.*, 2015).

Uno de los problemas claves en hidrología es la escasez de antecedentes de parámetros fisicoquímicos y meteorológicos por períodos prolongados de tiempo que permitan establecer las condiciones particulares y eventuales fluctuaciones de un determinado ambiente. El monitoreo de estos parámetros y su análisis requiere obtener información por largos períodos de tiempo y con una importante distribución espacial. Estos estudios son a su vez imprescindibles para comprender los efectos del clima sobre el funcionamiento de los cuerpos de agua. En general los trabajos publicados sobre esta temática se han caracterizado por utilizar datos de baja frecuencia de los parámetros físicoquímicos y biológicos (Chaparro *et al.*, 2011; Echaniz *et al.*, 2013; Diovisalvi *et al.*, 2015). Hay numerosos estudios donde se analiza el efecto de la variabilidad climática sobre las variables físico-químicas (Couture *et al.*, 2014) y el plancton (Yang *et al.*, 2016), estudios sobre el metabolismo ecosistémico (Dugan *et al.*, 2016; Idrizaj *et al.*, 2016), la hidrodinámica (Wüest and Lorke, 2003, Klug *et al.*, 2012) y el manejo de ecosistemas acuáticos (Marce *et al.*, 2016), entre otros. En nuestro país, el estudio del funcionamiento de las lagunas basadas en monitoreos de alta frecuencia es totalmente novedoso.

La laguna La Salada se encuentra en la localidad de Pedro Luro (39°27'S, 62°42'W) al sur de la región pampeana. Esta laguna es importante como atracción turística en la región y es utilizada como balneario, para la práctica de deportes acuáticos y pesca. Sin embargo, los estudios llevados a cabo en la misma son escasos, datando los más recientes del año 1993 y limitándose al estudio de su fauna íctica (Mac Donagh y Thormahlen, 1945) y registro fósil (García, 1993). Por lo tanto,

el objetivo de esta investigación es realizar un estudio integrado de la limnología de la laguna, con especial énfasis en la dinámica del zooplancton en relación a las variables físico-químicas, la variabilidad climática y el manejo antrópico del sistema. Los resultados de esta tesis son completamente originales y constituyen un aporte al conocimiento de la interacción físico-biológica de las lagunas pampeanas.

1.1 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

1.1.1 Hipótesis de trabajo

La hipótesis de trabajo de la presente tesis es la siguiente: *Las características hidrológicas de la laguna La Salada están reguladas por la variabilidad climática en diferente escalas temporales: diarias, inter-anales y decádicas. La estructura y dinámica de las comunidades zooplanctónicas de la laguna, se encuentran reguladas por la acción simultánea de diversos factores como el estado trófico de la laguna, la cantidad y calidad de alimento, la presencia de peces, las características hidrológicas y el manejo antrópico del cuerpo de agua.*

1.1.2 Objetivos general y específicos

El objetivo general de esta investigación es determinar variaciones en la riqueza, composición taxonómica, densidad y biomasa de la comunidad zooplanctónica encontrada en la laguna La Salada en relación con las variables físico-químicas, climáticas y teniendo en cuenta el manejo antrópico.

Los objetivos específicos se detallan a continuación:

1. Caracterizar la dinámica de los procesos fisicoquímicos y su dependencia con el régimen hidrológico de la laguna a partir del análisis químico de muestras de agua y mediciones de parámetros limnológicos *in situ*.
2. Estudiar en forma cualitativa y cuantitativa la comunidad zooplanctónica del cuerpo de agua.
3. Analizar las fluctuaciones de los parámetros físico-biológicos a partir de mediciones de alta frecuencia mediante la utilización de una boya de monitoreo instalada en la laguna.
4. Determinar la variabilidad climática de la zona en estudio.

5. Relacionar las condiciones climáticas y meteorológicas prevalentes en el área de estudio con la presencia y distribución espacial y temporal de los organismos en la laguna.
6. Establecer la relación entre el manejo antrópico y las variables limnológicas y biológicas a través de muestreos en baja y alta frecuencia en la laguna.

2 ÁREA DE ESTUDIO

2.1 Laguna La Salada

La laguna la Salada es una laguna somera y salina que se encuentra ubicada al SW de la provincia de Buenos Aires (39°27' S, 62°42' W) (Figura 1). Es poco lo que se conoce en cuanto a los aspectos limnológicos y la composición de la comunidad biótica de esta laguna, dado que solo dos trabajos se encuentran en la literatura referidos a ella (Mac Donagh y Tormhalen, 1945; García, 1993). Forma parte del Barrio Parque La Salada y es administrada por su Sociedad de Fomento. Es una laguna endorreica dónde dos canales descargan el agua excedente de las obras de riego provenientes del Río Colorado (Figura 1c). Un canal está ubicado en la costa sur (Figura 2a) y el otro en la costa oeste (Figura 2b). Cada año desde el 1 de agosto hasta el 1 de mayo se abren las compuertas para permitir la entrada de agua desde el Río Colorado hacia la laguna. La cantidad de agua que recibe es administrada por la Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado (CORFO) en función de la disponibilidad y demanda por parte de los agricultores de la zona. El clima de la región es frío y seco, caracterizado por la presencia de ciclos secos y húmedos dependiendo de la tasa anual de precipitaciones (Aliaga *et al.*, 2017). La temperatura media anual se encuentra entre los 14 y 20 °C, con veranos e inviernos rigurosos y primaveras y otoños moderados. Predominan los vientos del NW originados en general por el anticiclón semipermanente del Océano Atlántico. Durante los veranos, este viento aumenta la erosión, generando polvo en suspensión y disminuyendo la humedad (Capelli de Steffens y Campo de Ferreras, 1994). Las mayores precipitaciones ocurren en primavera y verano, con una tasa media anual de 518 mm (Scian, 2000).

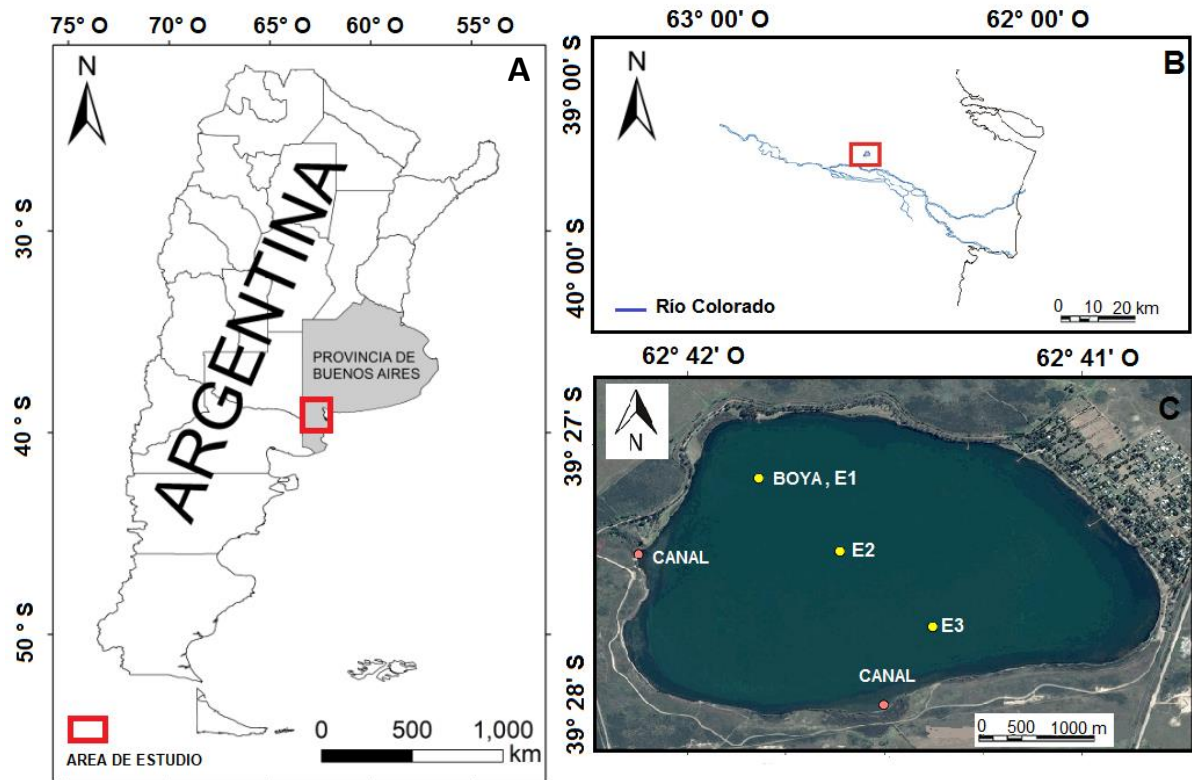


Figura 1. Localización geográfica de la laguna La Salada **A:** área de estudio **B:** laguna La Salada y Río Colorado **C:** localización de los canales principales, puntos de muestreo (E1, E2 y E3) y de la boya de monitoreo.

En la laguna, se desarrollan numerosas actividades recreativas. Además del uso del balneario para natación y esparcimiento (Figura 3a y c), la pesca deportiva de pejerrey y los deportes acuáticos (Figura 3b) son las actividades más importantes. La mayor parte de los visitantes provienen de Bahía Blanca y Viedma (Municipalidad de Villarino, <http://www.villarino.gob.ar>).

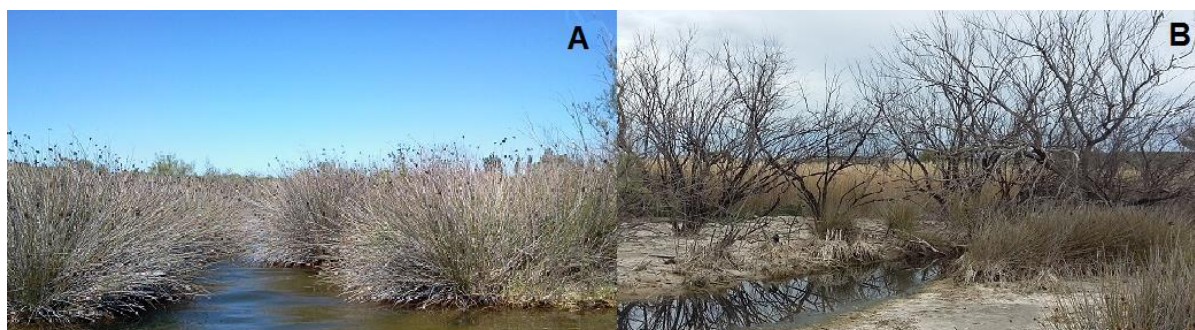


Figura 2. Canales principales que desembocan en la laguna La Salada. **A:** canal ubicado en la costa Sur **B:** canal localizado en la costa Oeste.



Figura 3. A: Barrio Parque La Salada; **B y C:** Actividades deportivas y turísticas en el balneario. (Fuente: portal web del gobierno del Municipio de Villarino).

En el partido de Villarino, donde se encuentra La Salada, los suelos son predominantemente molisoles y entisoles. Los primeros se caracterizan por tener un horizonte superficial muy oscuro, relativamente fértil, profundo y aptos para el desarrollo de actividades agrícolas (Dumrauf, 2008). Por otro lado, los entisoles son suelos de evolución incipiente sin horizontes genéticos (Sánchez *et al.*, 1998). Es importante destacar que ambos tipos de suelos son en esta región de textura franco arenoso y propensos a la erosión hídrica y eólica.

La vegetación típica de la zona es xerófila y representa un ecotono entre las provincias fitogeográficas del Espinal y del Monte, con arbustos característicos de las dos (Villamil y Scoffield, 2003). En el monte se encuentran “islas de chañar” (*Geoffroea decorticans*) y arbustos de piquillín (*Condalia microphylla*), llaollín (*Lycium* spp.), molle (*Schinus johnstonii*), chilladora (*Chuquiraga erinacea*) y jarilla (*Larrea divaricata*), entre otros. La gramínea dominante en los médanos es el junquillo (*Sporobolus rigens*). Al sur del partido de Villarino se encuentran unos pocos caldenes (*Prosopis caldenia*). En los canales de riego donde la corriente del agua es muy rápida crece *Potamogeton* sp. y en los desagües las especies más comunes son las totoras (*Typha* spp.) y el carrizo (*Phragmites australis*) (Scoffield, 2010).

La avifauna presenta un atractivo especial con especies de verano e invierno. Entre las principales especies se encuentran la gallareta (*Fulica armillata*), el flamenco (*Phoenicopterus chilensis*), el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), el cisne cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), el biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), el macá plateado (*Podiceps occipitalis*) y macá común (*Rollandia rolland*), la garcita blanca (*Egretta thula*) y el pato maicero (*Anas georgica*) entre otros (Scofield, 2010).

En la actualidad, la región se caracteriza por ser un área dedicada a la agricultura predominando el cultivo de trigo y la explotación ganadera basada principalmente en verdeos invernales. Las parcelas se han reducido en tamaño producto de la intensificación del sistema de regadío. En el sector dónde se encuentra la laguna La Salada se produce el cultivo de la cebolla, que constituye otra de las principales actividades económicas de la región. En menor medida, se practica además la apicultura y el cultivo de girasol y alfalfa (Ferrelli, 2010). La consecuencia principal de la expansión de la frontera agropecuaria en estos partidos es la alteración de la biodiversidad con el uso ganadero que suele ocasionar la pérdida de la cobertura del suelo potenciando los procesos de erosión eólica (Dumrauf, 2008).

CAPÍTULO 2

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE LA LAGUNA LA SALADA

1 INTRODUCCIÓN

En las lagunas someras, debido a su escasa profundidad, la acción del viento genera la resuspensión del sedimento provocando cambios en el clima óptico de la columna de agua (Scheffer y van Nes, 2007; Zheng *et al.*, 2015). De acuerdo a la teoría de estados alternativos (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer y van Nes, 2007), una laguna puede estar en un estado de aguas claras, en el cual predomina la presencia de macrófitas o en un estado de aguas turbias, caracterizado por la resuspensión de sedimentos y una producción fitoplanctónica elevada. Ambos estados dependen de factores como la profundidad y tamaño de la laguna, el clima y la concentración de nutrientes (Scheffer y Carpenter, 2003; Scheffer y Van Nes, 2007). La concentración de material en suspensión y por lo tanto la turbidez, están afectadas por los vientos y las precipitaciones (Torremorell *et al.*, 2007). Un aumento en la velocidad del viento genera una mayor mezcla de la columna de agua y consecuentemente, un aumento en la concentración de material en suspensión. Las características climáticas e hidrológicas de una laguna condicionan entonces el desarrollo de las comunidades biológicas que se desarrollan en ella y el estado trófico de la misma (Diovisalvi *et al.*, 2015). Por otro lado las fluctuaciones de nivel afectan el estado trófico, penetración de la luz, la dinámica del plancton y desarrollo de las comunidades bióticas litorales (Moos *et al.*, 2005; Laird y Cumming, 2008; Wolin y Stone, 2010). A su vez alteran la morfología de la laguna y las tasas de sedimentación, resuspensión y dinámica biogeoquímica (Bohn *et al.*, 2016). Así, la ocurrencia de cambios aperiódicos en la tipología de una determinada laguna sería explicada por una interacción compleja entre factores biológicos, fisicoquímicos y climáticos.

Considerando las predicciones del aumento de la temperatura global y la variabilidad de la precipitación se prevé un aumento de las fluctuaciones estacionales y anuales del nivel del agua y variaciones en la salinidad, creando un estrés hidrológico importante en las lagunas someras (IPCC, 2014). El efecto de las fluctuaciones hidrológicas en las condiciones físico-químicas se intensifica en las

cuencas endorreicas de lagunas someras por su elevada relación superficie/profundidad y su condición polimíctica. A su vez, la mayoría de las lagunas salinas al estar en zonas con déficit hídrico, se encuentran perjudicadas por el uso de la cuenca para actividades agropecuarias, entre otras. Comúnmente reciben ingreso de agua dulce rica en nutrientes por efecto de las actividades antropogénicas como la actividad agropecuaria, o el vertido de desechos cloacales, lo cual resulta en la degradación paulatina del ecosistema. Los cambios en la disponibilidad de nutrientes, estado trófico y salinidad se reflejan en los patrones metabólicos (Capítulo 1). Cualquier cambio significativo en el nivel del agua, ya sea espacial o temporal, afectará no sólo al ambiente físico y químico de la laguna, sino también a las comunidades biológicas a través de los procesos ecológicos (Leira y Cantonati, 2008). Por lo tanto, el desarrollo de estrategias para un manejo adecuado de las lagunas salinas depende de nuestro conocimiento de la dinámica de los procesos fisicoquímicos y su dependencia con el régimen hidrológico.

Las lagunas de la Región Pampeana han sido estudiadas en relación a la calidad de sus aguas (Sosnovsky y Quirós, 2006), sus patrones de turbidez (Lagomarsino *et al.*, 2015) y la dinámica estacional de sus características físicas (Torremorell *et al.*, 2007; Bohn *et al.*, 2016) y efectos de las condiciones climáticas (Aliaga *et al.*, 2017). El objetivo del siguiente capítulo es caracterizar el clima de la región donde se localiza la laguna La Salada y analizar los efectos de la variabilidad climática y el manejo antrópico sobre las variables físico-químicas del sistema.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

En esta sección se hará referencia a los materiales y métodos correspondientes a los muestreos mensuales realizados en la laguna La Salada.

2.1. Análisis Meteorológico

Para estudiar el clima de la región donde se localiza la laguna La Salada, se utilizaron los datos de la estación meteorológica automática (Davis Pro II, Mercobras) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria INTA - Hilario Ascasubi (<http://rian.inta.gov.ar>) ubicado a 9 km de la laguna (Figura 4). La falta de relieves pronunciados en el paisaje, permiten que con esta información se determine el clima regional. Se analizaron los datos meteorológicos históricos de velocidad del viento

mensual (km h^{-1}), temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$) y precipitaciones (mm). Los datos de velocidad del viento corresponden al período 1999-2015. Los datos históricos de temperatura del aire y precipitación corresponden al período 1966-2015.

Se utilizaron técnicas estadísticas estándar. Se analizó las anomalías de la temperatura del aire a fin de detectar los cambios de esta variable respecto del valor medio. La precipitación se estudió mediante el Índice Estandarizado de Precipitación (IEP). A partir del IEP se pueden identificar los ciclos húmedos y secos de una serie de tiempo (McKee *et al.*, 1993; Du *et al.*, 2013; Tao *et al.*, 2014). Este se obtiene con un software adecuado el cual mediante el ajuste de la precipitación observada a una función de distribución Gamma y luego por una transformación de equiprobabilidad que permite obtener una variable normal estandarizada Z (IEP) a partir de la función normal de probabilidad acumulada. Una vez calculado el índice se caracterizaron los períodos en extremadamente húmedos (> 2), muy húmedos (entre 1,5 y 2), húmedos (entre 1 y 1,5), normales (entre 1 y -1), moderadamente secos (entre -1 y -1,5), muy secos (entre -1,5 y -2) y extremadamente secos (< -2) (Edwards y McKee, 1997).

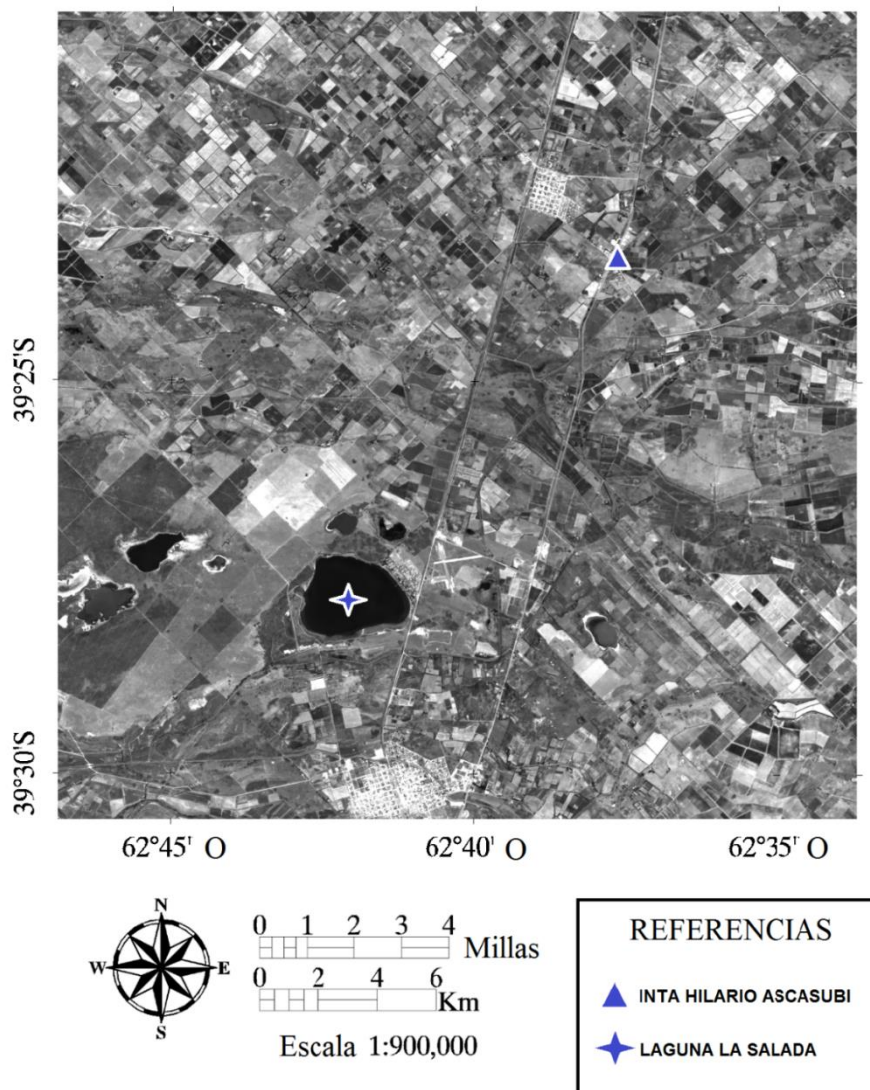


Figura 4. Localización de la estación meteorológica del INTA – Hilario Ascasubi.

2.2 Tareas de campo y laboratorio

Se realizaron un total de 36 campañas de muestreo con periodicidad mensual entre octubre de 2012 y septiembre de 2015 (Tabla 1). Las mediciones y toma de muestras se efectuaron en tres sitios a lo largo del eje de la laguna (Figura 1c). En cada oportunidad, se arribó al lugar en las primeras horas de la mañana y una vez preparado el instrumental, se comenzó a medir en los tres sitios:

- **Estación 1 (E1):** -39° 27' 26" ; -62° 42' 25"
- **Estación 2 (E2):** -39° 27' 40" ; -62° 42' 13"
- **Estación 3 (E3):** -39° 28' 1" ; -62° 41' 58"

A continuación en la tabla 1, se detallan las fechas de muestreo:

Tabla 1. Fechas de realización de las campañas mensuales en la laguna La Salada.

2012	2013	2014	2015
-	28 enero	20 enero	15 enero
-	13 febrero	20 febrero	19 febrero
-	19 marzo	19 marzo	30 marzo
-	25 abril	23 abril	14 abril
-	14 mayo	15 mayo	21 mayo
-	19 junio	16 junio	12 junio
-	11 julio	21 julio	12 julio
-	23 agosto	19 agosto	12 agosto
-	11 septiembre	11 septiembre	24 septiembre
18 octubre	24 octubre	14 octubre	-
23 noviembre	19 noviembre	19 noviembre	-
27 diciembre	13 diciembre	15 diciembre	-

En cada oportunidad, se realizaron las actividades que se describen a continuación:

2.2.1 Mediciones limnológicas

La temperatura ($^{\circ}\text{C}$), la conductividad (mS cm^{-1}), el pH y la concentración de oxígeno disuelto (OD, mg L^{-1}) se determinaron *in situ* utilizando una sonda multiparamétrica HORIBA U10[®] y un oxímetro HANNA[®] debidamente calibrados antes de cada campaña. La salinidad se calculó con los valores de conductividad y temperatura (Unesco, 1981). Durante un año consecutivo (mayo 2014 - mayo 2015) se realizaron mediciones en la columna de agua a 0,5 m y 1,5 m de profundidad en las tres estaciones de monitoreo (Anexo 1).

Las muestras de agua para la determinación de la concentración de clorofila *a* (Cl a , mg L^{-1}), seston (mg L^{-1}), materia orgánica particulada (MOP, mg L^{-1}) y nutrientes (mg L^{-1}) fueron obtenidas a 0,5 m de profundidad con bidones de plástico previamente acondicionados y posteriormente refrigerados en heladera portátil hasta llegar al laboratorio. Para la determinación de Cl a se filtró entre 200 y 300 ml de agua de la laguna con filtros Whatman GF/F de 25 mm de diámetro, los cuales se guardaron de manera apropiada en un freezer de -80°C . La concentración de Cl a se obtuvo por

método espectrofluorométrico usando acetona 90% como solvente de extracción (Marker *et al.*, 1980). Para la determinación de seston, se filtró entre 400 y 600 ml de agua con filtros GF/F de 45 mm de diámetro muflados a 530°C y posteriormente secados en estufa a 60 °C hasta que alcanzó un peso constante (1 día aproximadamente). Posteriormente, para la determinación de la MOP se colocó el filtro en una mufla a 530°C por tres horas y se pesó nuevamente. La concentración se obtuvo por diferencia entre el peso inicial y el peso del filtro libre de cenizas.

Para la determinación de la concentración de nutrientes en el agua, la misma fue previamente filtrada con filtros Whatman GF/F de 47 mm de diámetro. La determinación de la concentración de fósforo total (TP) y fósforo total soluble (Psol) fue determinada mediante digestión ácida con potasio persulfato a 120 °C durante 1 h (límite de detección 1-500 µg L⁻¹). El nitrógeno orgánico (Norg) y nitrógeno total soluble (Nsol) se determinaron mediante el método de Kjeldahl (límite de detección 0.5 a 500 mg L⁻¹). La fracción de fósforo particulado (Ppart) y nitrógeno particulado (Npart) fueron obtenidas por diferencia entre la concentración total y soluble. Todas las determinaciones fueron llevadas a cabo por el Dr. Leonardo Lagomarsino en las instalaciones del INTECH. La transparencia del agua se determinó utilizando un disco de Secchi (TDS). A partir de estos datos se calculó la profundidad de la zona eufótica de acuerdo a Margalef (1983) como:

$$Z \text{ eufótica} = 2,7 \times \text{TDS} \quad (1)$$

Para establecer el estado trófico de la laguna La Salada se empleó la clasificación propuesta por la OCDE (1982) (Tabla 2) y el índice de estado trófico (IET) propuesto por Carlson (1977) basado en los valores de TDS, TP y Cl a calculados según las siguientes fórmulas:

$$IET (TDS) = 60 - 14,41 \times \ln (TDS) \quad (2)$$

$$IET (Cl a) = 9,81 \times (\ln (Cl a) + 30,6) \quad (3)$$

$$IET (TP) = 14,42 \times (\ln (TP) + 4,15) \quad (4)$$

dónde las concentraciones de Cl a y la TP se expresan en µg L⁻¹ y la TDS en metros. Los valores de dicho índice varían entre 0 y 100, permitiendo la siguiente categorización: >0 y <30 oligotrófico, >30 y <60 mesotrófico, >60 y <90 eutrófico y >90 y <100 hipereutrófico.

Tabla 2. Valores límites de la OECD para un sistema concreto de clasificación trófica (modificado de OECD, 1982).

Categoría	TP	Cl a media	Cl a máxima	TDS media	TDS mínima
Ultraoligotrófico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrófico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrófico	10 - 35	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 15
Eutrófico	35 -100	8 - 25	25 - 75	3-1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

TP: media anual de la concentración de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Cl a media: media anual de la concentración de clorofila a en aguas superficiales ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Cl a máxima: pico anual de la concentración de clorofila a en aguas superficiales ($\mu\text{g L}^{-1}$)

TDS Media: media anual de profundidad de visión del disco de Secchi (m)

TDS Mínima: mínimo anual de profundidad de visión del disco de Secchi (m)

Los datos de caudal de los dos canales principales que derivan del Río Colorado hacia la laguna fueron obtenidos de la Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado (CORFO). Estos corresponden al período comprendido entre octubre 2012 y febrero 2015. El valor de caudal ($\text{m}^3 \text{día}^{-1}$) fue obtenido a partir de la sumatoria del caudal aportado por ambos canales que desembocan en la laguna.

2.2.2 Análisis de los datos

A fin de detectar diferencias significativas entre los sitios de muestreo (E1, E2 y E3), se analizó la distribución de los datos aplicándose posteriormente el test no paramétrico de Kruskal Wallis (H). Para determinar las relaciones entre las variables limnológicas y climáticas se realizó un análisis de correlación de Spearman y un análisis de componentes principales (ACP). El ACP se realizó a fin de verificar las variables limnológicas con mayor contribución para explicar la variabilidad de los parámetros limnológicos. Para el análisis estadístico de los datos se utilizaron los programas InfoStat (versión estudiantil 2009) y XLSTAT versión 7.5.2 (Addinsoft Inc., París, France).

3 RESULTADOS

3.1 Variabilidad Climática

A continuación se estudia la variabilidad climática de la región durante el período de medición (2012-2015) en comparación con la información meteorológica histórica. Este análisis permitió reconocer las condiciones del tiempo atmosférico actual.

3.1.1 Temperatura del aire

La temperatura media del período de estudio fue 15,3 °C, mostrando una variación estacional típica, con valores mínimos en invierno y máximos en verano (Figura 5). La temperatura media máxima fue 22,9 °C en enero de 2013 y 2014 y la mínima fue 6,4 °C durante julio de 2013. La temperatura media del año 2013 presentó valores mayores que la media histórica en verano y primavera, mientras que en invierno los valores fueron menores. Las temperaturas del año 2014 fueron similares a los valores medios históricos (Figura 5). El año 2015 resultó el más cálido del período de estudio respecto de la media histórica. La tendencia histórica muestra un aumento de la temperatura del aire de 0,7 °C desde el año 1966 hasta el año 2015 (Figura 6). Desde el año 2008 la región está sufriendo un período de calentamiento con anomalías positivas de la temperatura. Los años 2012 y 2014 presentaron una mayor anomalía respecto de la media histórica (0,6 y 0,5 respectivamente).

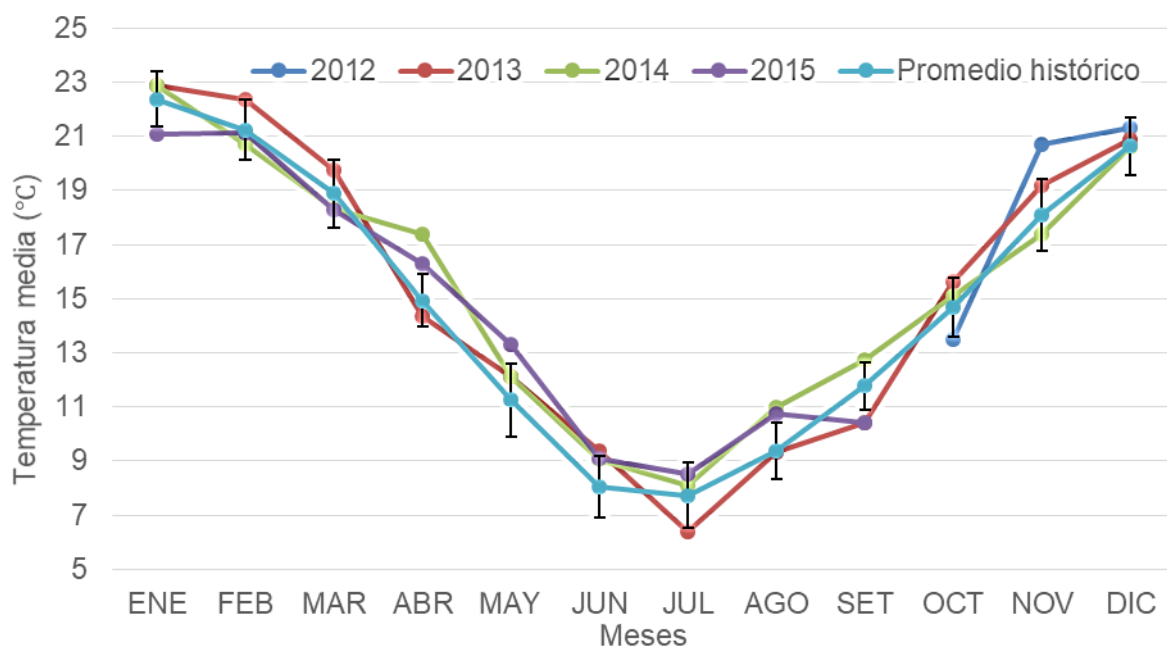


Figura 5. Temperatura media mensual del aire (°C) en la estación meteorológica INTA - Hilario Ascasubi desde octubre del 2012 hasta septiembre del 2015, promedio histórico y \pm el desvío estándar.

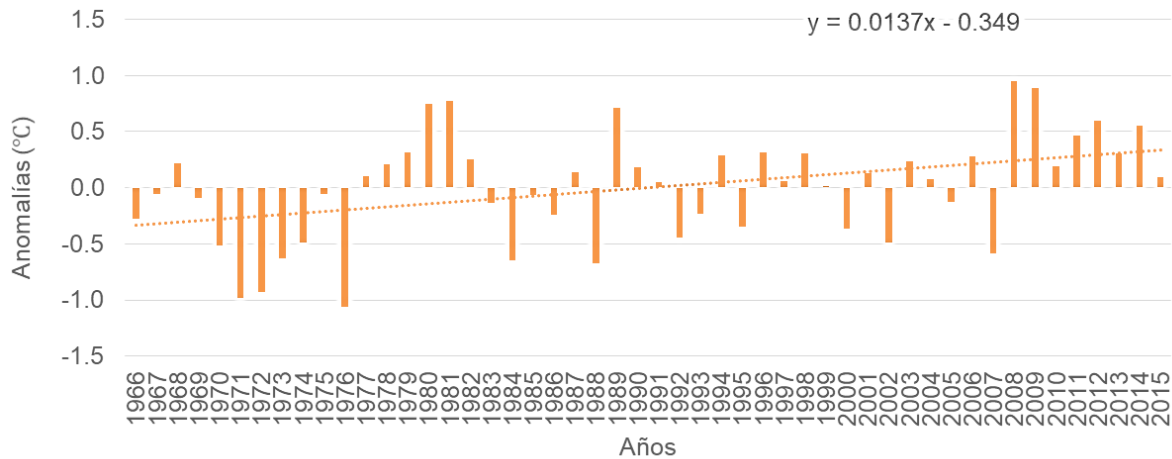


Figura 6. Anomalías anuales de la temperatura del aire. Período 1966 – 2015.

3.1.2 Precipitación

Las precipitaciones mostraron una estacionalidad marcada durante el período de estudio, con una media anual fue 494 mm, registrándose los mayores valores durante los meses de verano (113 mm, febrero 2015) y primavera (87 mm, diciembre 2012) (Figura 7). El volumen total de precipitaciones registradas durante el período de estudio fue de 1457 mm, siendo el año 2014 el más lluvioso con un total de 627 mm mientras que en el 2013 sólo se registraron 327 mm. Se observaron anomalías negativas en los años 2012 y 2013 de -5,4 mm y -13,8 mm respectivamente, mientras que los años 2014 y 2015 las anomalías fueron positivas, 11,2 mm y 10,2 mm respectivamente (Figura 8). Evidentemente la zona está sujeta a una variabilidad climática importante. A partir del IEP se clasificó al año 2012 como un período normal, el año 2013 como un período muy seco, y los años 2014 y 2015 como períodos húmedos (Figura 9). La alternancia de períodos secos y húmedos ocurrió de manera repetida en la región desde 1967 al 2015. Se identificaron años muy secos en las décadas de 1970 y del 2000, y años moderadamente húmedos en las décadas de 1960, 1980, 1990 y mediados del 2000. A su vez, ocurrieron períodos extremadamente secos ocurrieron en los años 1989, 2007 y 2010 y períodos extremadamente húmedos a mediados de 1980.

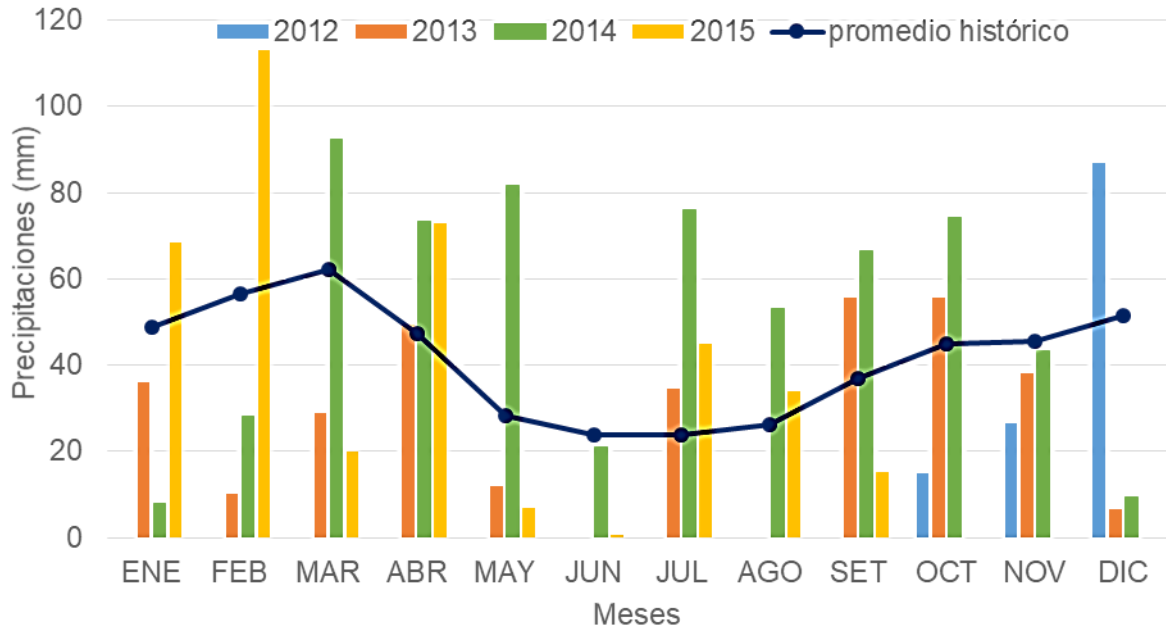


Figura 7. Precipitaciones mensuales registradas durante el período de estudio.

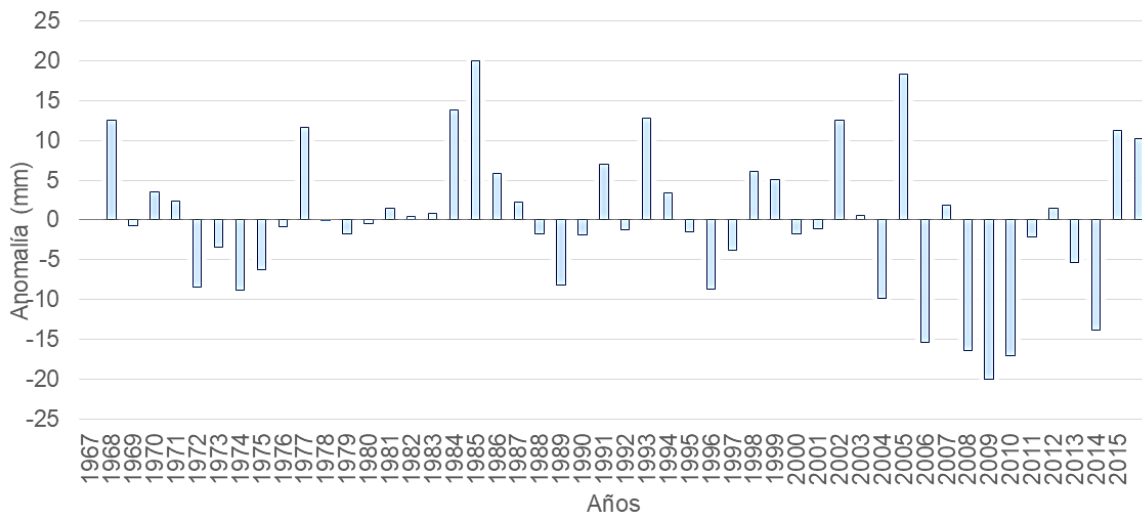


Figura 8. Anomalías anuales de la precipitación (mm). Período 1966 – 2015.

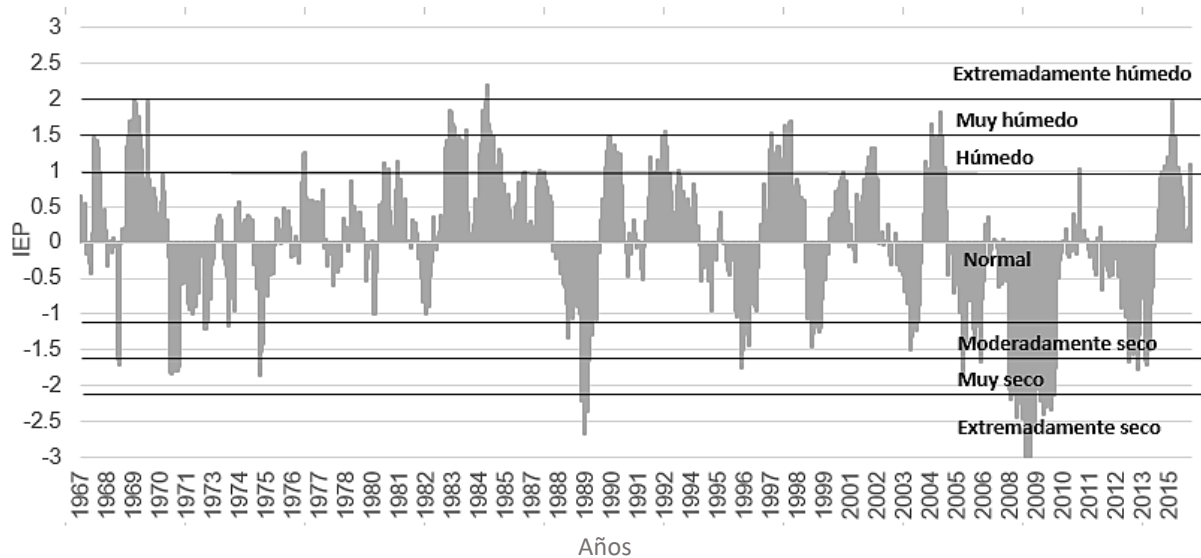


Figura 9. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP). Período 1966 – 2015.

3.1.3 Viento

La velocidad promedio mensual del viento no mostró un patrón estacional claro. En general los meses de primavera fueron los más ventosos, principalmente el mes de agosto (Figura 10) alcanzando valores medios diarios de hasta 21 km h^{-1} durante el período de estudio. Teniendo en cuenta los datos históricos recopilados desde 1968 hasta 2015, se alcanzan valores medios diarios de hasta $57,6 \text{ km h}^{-1}$, mientras que el promedio mensual osciló entre $5,8$ y $9,7 \text{ km h}^{-1}$. A partir de las anomalías calculadas con los datos históricos, se observó la presencia de anomalías negativas durante todo el período de estudio (Figura 11). Sin embargo en años anteriores, fué común la presencia de anomalías positivas, alcanzando valores de más de 5 km h^{-1} . Lo anterior junto con los elevados valores medios históricos registrados, denotan que se trata de una región muy ventosa.

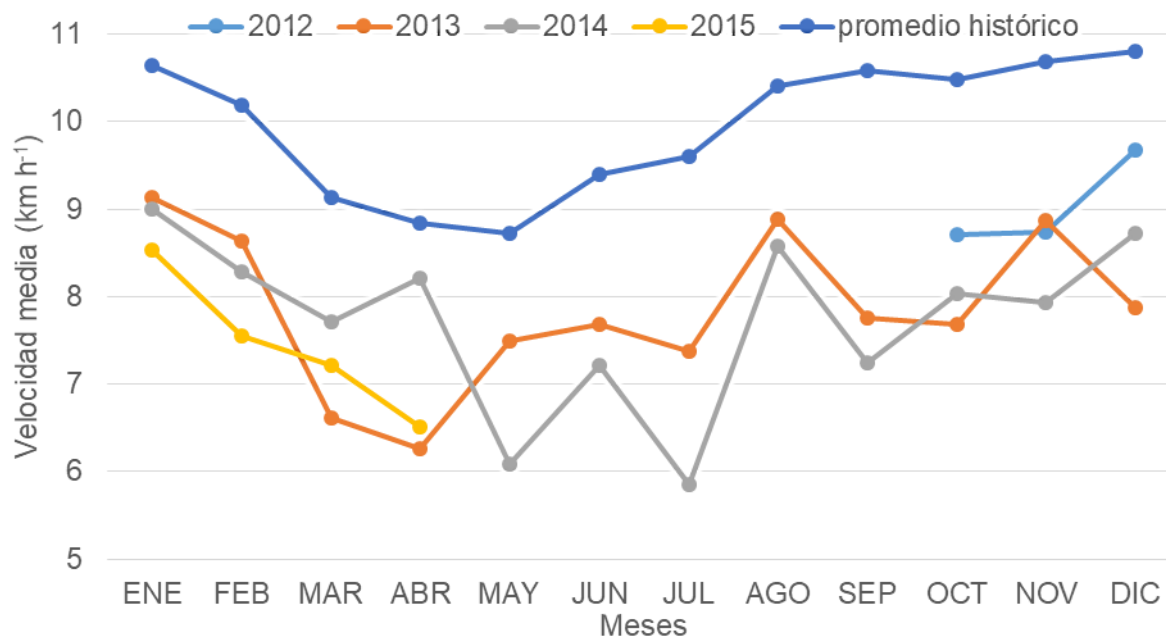


Figura 10. Velocidad media mensual del viento. Período 2012 – 2015.

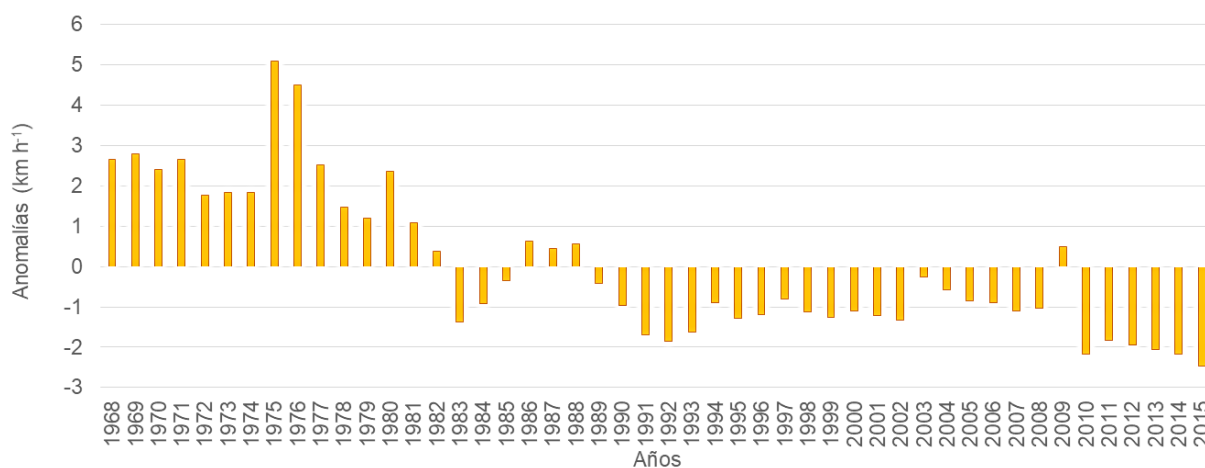


Figura 11. Anomalías anuales de la velocidad del viento (km h⁻¹). Período 1968 – 2015.

3.2 Análisis limnológicos

No se encontraron diferencias significativas entre las distintas profundidades (H = 1,2; p = 0,6), por lo tanto en el análisis se utilizaron los valores obtenidos a 0,5 m de profundidad.

3.2.1 Nivel de agua

El nivel de agua de la laguna mostró fluctuaciones importantes durante el período de estudio, presentando un valor medio de $2,6 \pm 0,3$ m. Los niveles mínimos

se registraron siempre durante los meses de verano, mientras que los máximos se produjeron durante los meses de primavera (Figura 12), coincidiendo con el período de apertura de las compuertas. Al comienzo del estudio, en el año 2012 la profundidad de la laguna fue 2,35 m. En el año 2013 y 2014 la profundidad fue similar, el valor medio fue 2,5 m, fluctuando entre 2,1 m (enero) y 3 m (octubre) en el año 2013 y fluctuando entre 2,1 m (febrero) y 3,2 m (octubre) en 2014. Por último en el año 2015 hasta el último muestreo en el mes de septiembre el valor medio fue 2,8 m fluctuando entre 2,7 m (enero) y 2,9 m (septiembre). Los resultados muestran que durante el período de estudio, a pesar de las variaciones importantes de la precipitación (Figura 8), el nivel del agua de la laguna se mantuvo relativamente estable.

El caudal diario registrado, fluctuó entre 0 (compuertas cerradas) y 75.859,2 m³ día⁻¹ (Figura 13). El valor medio de caudal diario fue 12.427,2 m³ día⁻¹. El aporte de agua fue mayor durante el año 2013, alcanzando un ingreso de 6.941.721,6 m³, mientras que en el 2014 sólo ingresaron 2.500.588,8 m³, menos de la mitad del volumen del año anterior.

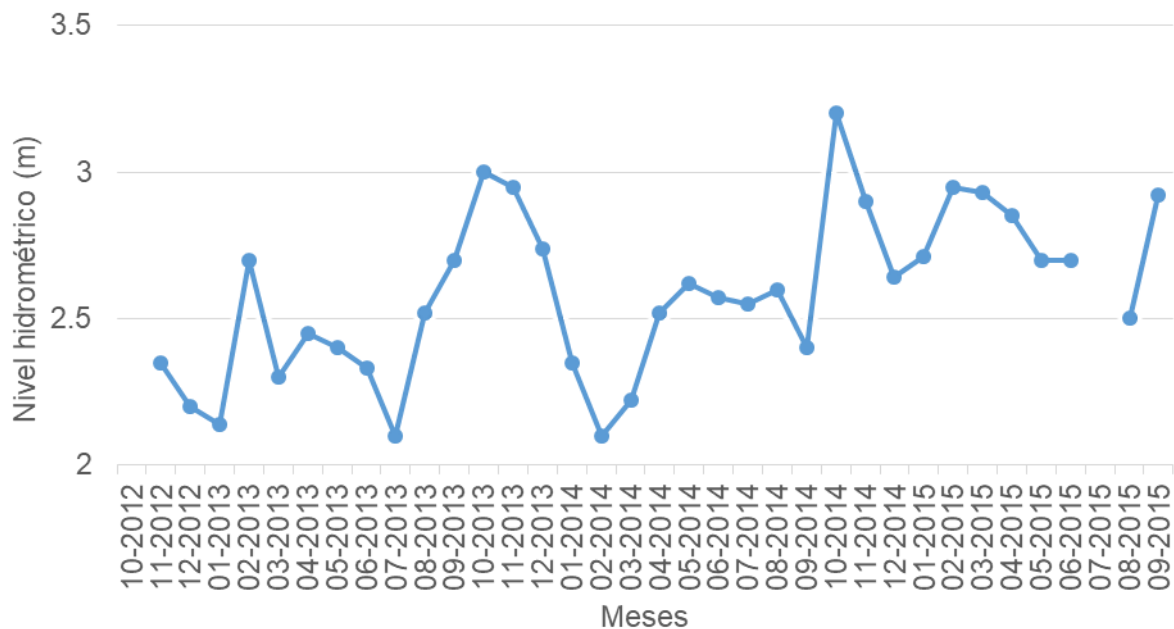


Figura 12. Nivel hidrométrico (m) medido en la laguna La Salada. Período octubre 2012-septiembre 2015.

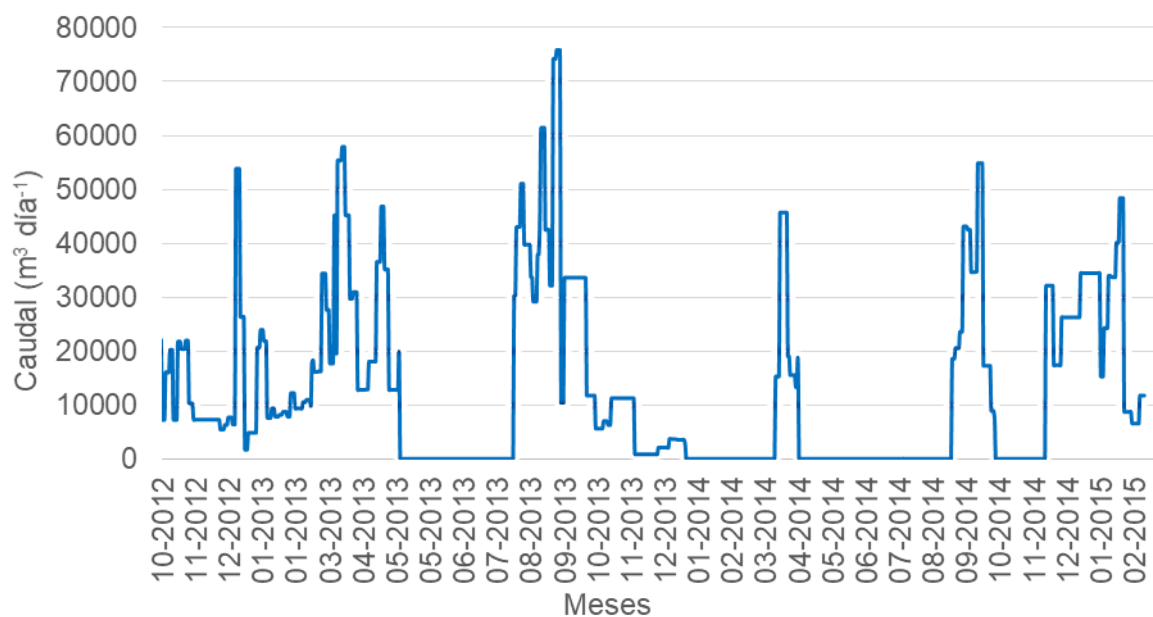


Figura 13. Registro del caudal diario de los dos canales principales ($\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$) en la laguna La Salada. Período octubre 2012-febrero 2015.

3.2.2 Temperatura del agua

Durante el período de estudio la temperatura del agua en la laguna La Salada presentó una variabilidad claramente estacional, con Los valores mínimos en junio y valores máximos en enero 2013 y 2014 y diciembre 2015 (Figura 14). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($H = 0,13$; $p = 0,93$). El valor medio durante el período de estudio fue $15,9 \pm 5,6 \text{ }^\circ\text{C}$, presentando un valor mínimo de $5,3 \text{ }^\circ\text{C}$ en junio del 2013 y un máximo de $25,2 \text{ }^\circ\text{C}$ en enero del 2014, en la estación E1.

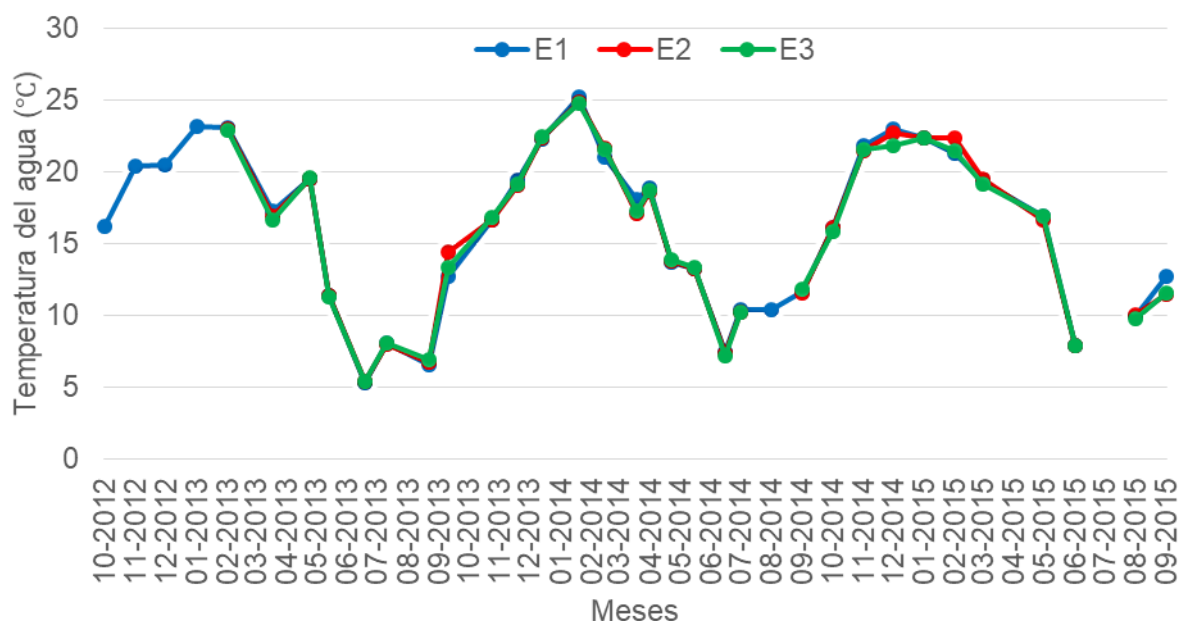


Figura 14. Temperatura del agua (°C) medida mensualmente en las tres estaciones de muestreo. Período octubre 2012-septiembre 2015.

3.2.3 Conductividad y salinidad

La conductividad del agua presentó variabilidad estacional, con los valores mínimos en primavera y los valores máximos en verano (Figura 15). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($H = 1,13$; $p = 0,57$). El valor medio durante el período de estudio fue $48,2 \pm 5,1 \text{ mS cm}^{-1}$, presentando un valor mínimo de $38,5 \text{ mS cm}^{-1}$ durante octubre de 2013 en la estación E2 y un valor máximo de $60,4 \text{ mS cm}^{-1}$ en febrero del 2013 en la estación E1. La dinámica de la conductividad fue estacional y se relacionó con la evaporación del agua, siendo máxima en los meses de verano en gran parte por el manejo antrópico del caudal. En este sentido, la apertura de las compuertas para permitir la entrada de agua desde el Río Colorado hacia la laguna, coincidió con los valores mínimos de conductividad en la laguna.

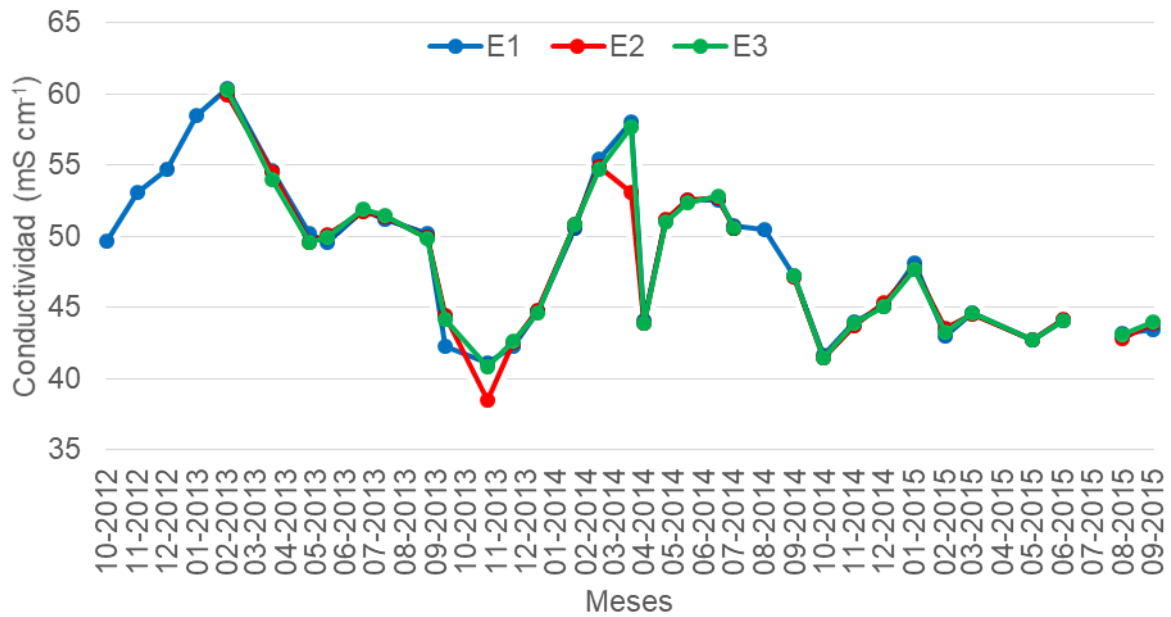


Figura 15. Conductividad del agua (mS cm⁻¹) medida en las tres estaciones de muestreo. Período octubre 2012-septiembre 2015.

La fluctuación de la salinidad en el período se muestra en la Figura 16. El valor medio durante el período de estudio fue $30,4 \pm 3,2$ mg L⁻¹, presentando un valor mínimo de 24,3 mg L⁻¹ en octubre 2013 en la estación E2 y un valor máximo de 38,1 mg L⁻¹ en febrero 2013 en la estación E1. La fuerte estacionalidad de la evaporación del agua, máxima en los meses de verano, y el manejo de la entrada de agua en la laguna, regularon la salinidad.

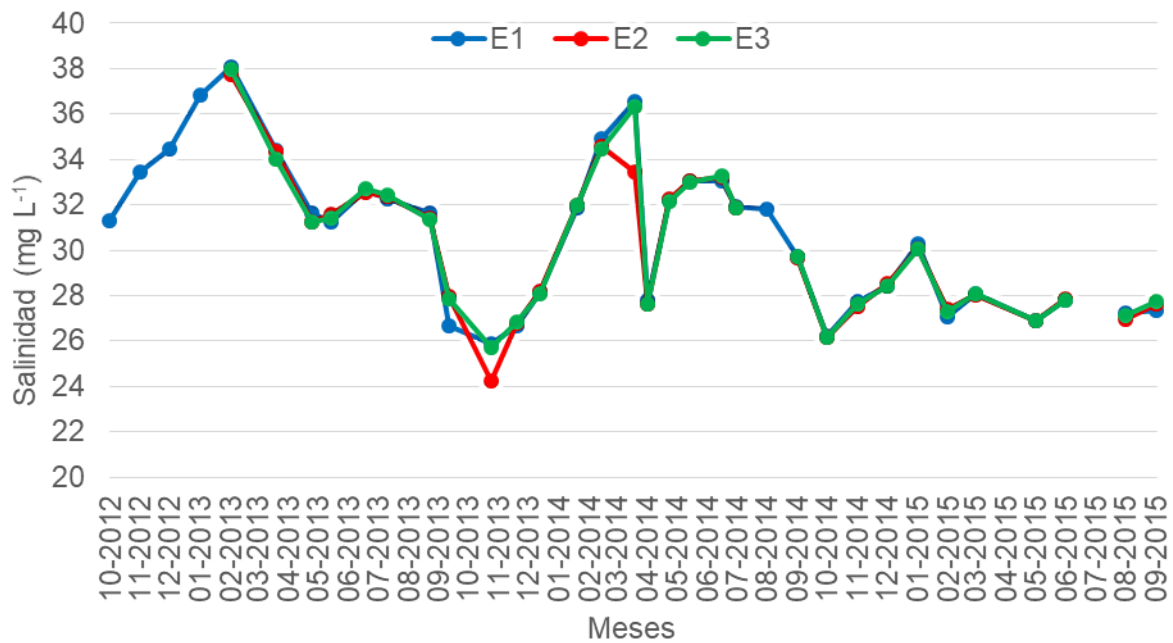


Figura 16. Salinidad del agua (mg L⁻¹) calculada a partir de los valores de conductividad y temperatura medidos en las tres estaciones de muestreo durante el período de estudio.

3.2.4 Oxígeno disuelto

La laguna La Salada resultó una laguna rica en OD durante todo el período de estudio. La concentración de OD no mostró diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($H = 0,02$; $p = 0,99$). La dinámica de este parámetro durante el período de estudio no presentó un patrón claro y definido. Durante los años 2012 a 2014 los valores mínimos fueron registrados en verano y los máximos en invierno, mientras que en el año 2015 la dinámica fue inversa (Figura 17). El valor medio para el período de estudio fue $10 \pm 1,8$ mg L⁻¹. El valor mínimo registrado fue 6,5 mg L⁻¹ en enero 2014 en las estaciones E1 y E3, mientras que el valor máximo fue 14,3 mg L⁻¹ en febrero 2015 en la estación E2.

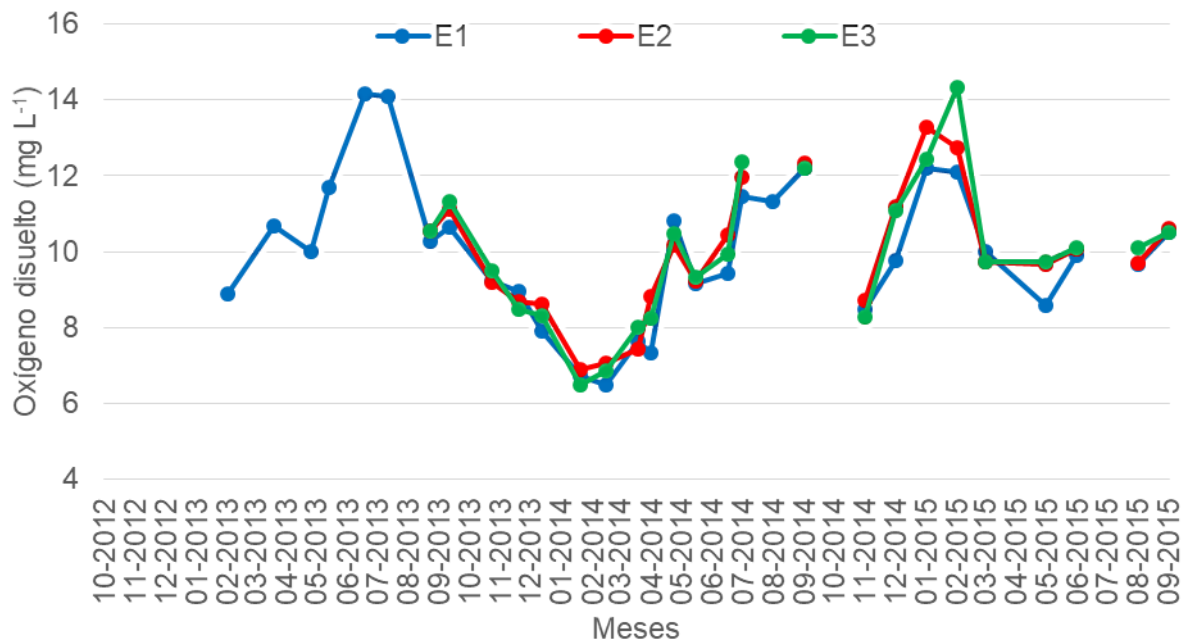


Figura 17. Concentración de oxígeno disuelto mensual (mg L^{-1}) medido en las tres estaciones de muestreo durante el período de estudio.

3.2.5 pH

El pH de la laguna es alcalino, con un valor medio de $8,2 \pm 0,3$. No presentó cambios importantes durante el período de estudio (Figura 18). No se registraron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo ($H = 3,91$; $p = 0,14$). El valor mínimo se registró durante abril del 2014 (7,1), mientras que el valor máximo se registró en agosto del 2015 (8,7).

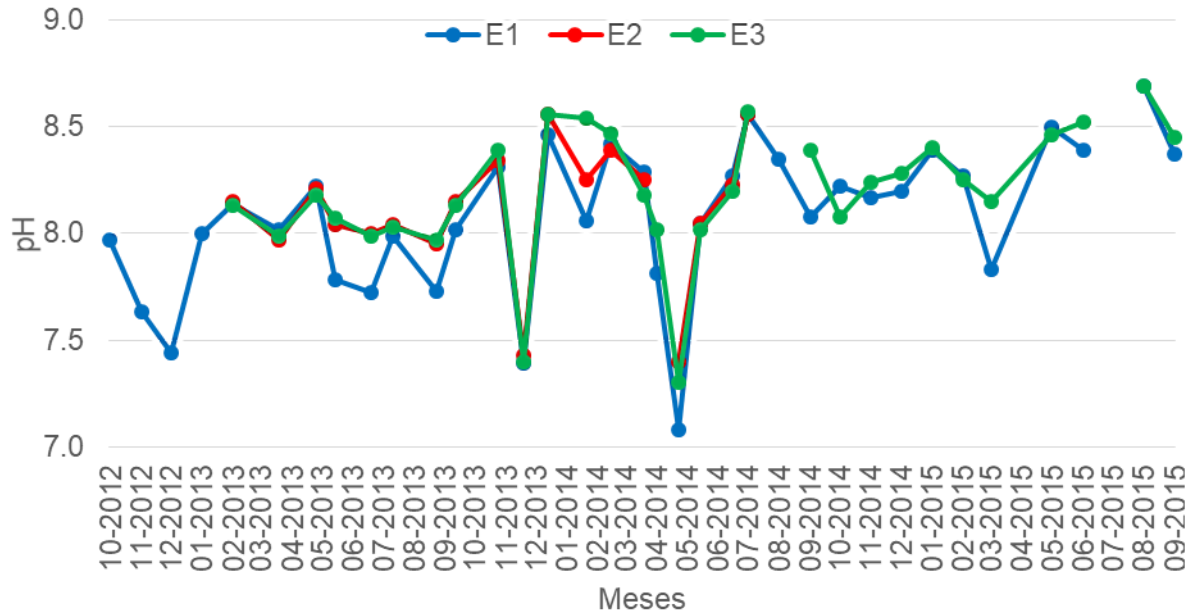


Figura 18. Variación mensual del pH medido mensualmente en las tres estaciones de muestreo durante el período de estudio.

3.2.6 Transparencia del agua

Al igual que el resto de los parámetros, la transparencia del agua medida con el disco de Secchi (TDS) no presentó diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($H = 0,84$; $p = 0,66$). Su dinámica temporal fue altamente fluctuante y sin un patrón estacional marcado (Figura 19). Durante todo el período de estudio los valores registrados de transparencia del agua fueron elevados con un valor medio de 166 ± 54 cm. El valor mínimo registrado durante el período de estudio fue 63 cm en el mes de diciembre 2012 en la estación E1, mientras que el valor máximo fue de 310 cm en el mes de noviembre 2014. A partir de los valores de TDS, se obtuvo la profundidad de la zona eufótica, la cual presentó un valor medio de 4 ± 2 m, superando en todo momento la profundidad máxima de la laguna e indicando que toda la columna de agua se encontraba iluminada.

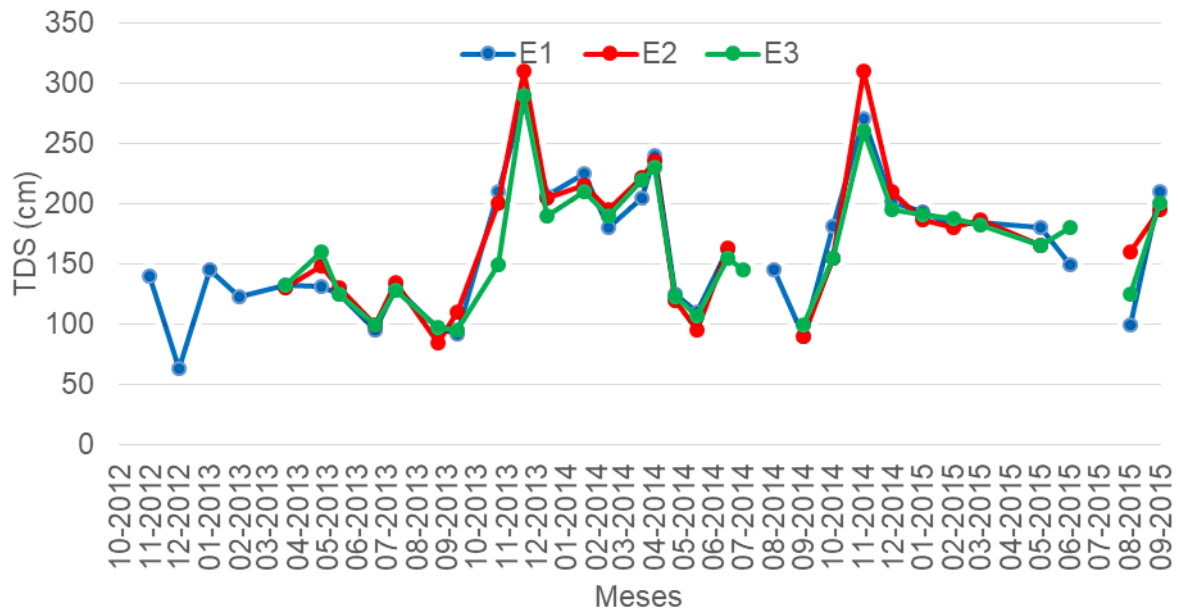


Figura 19. Variación de la transparencia del agua (TDS, cm) medida en las tres estaciones durante el período de estudio.

3.2.7 Seston y materia orgánica

La concentración de seston fue baja para todo el período de estudio con excepción del mes de julio 2014 cuando alcanzó excepcionalmente los 704,4 mg L⁻¹ (Figura 20), lo cual coincidió con un día ventoso en el cual el agua se encontraba muy mezclada. El resto de los meses fue altamente fluctuante presentando un valor medio de 56,4 ± 117,1 mg L⁻¹. Por otro lado la concentración de MOP se comportó de manera similar, altamente fluctuante y sin un patrón estacional claro (40,5 ± 143 mg L⁻¹), con un valor máximo en julio del 2014 de 660,8 mg L⁻¹ (Figura 20).

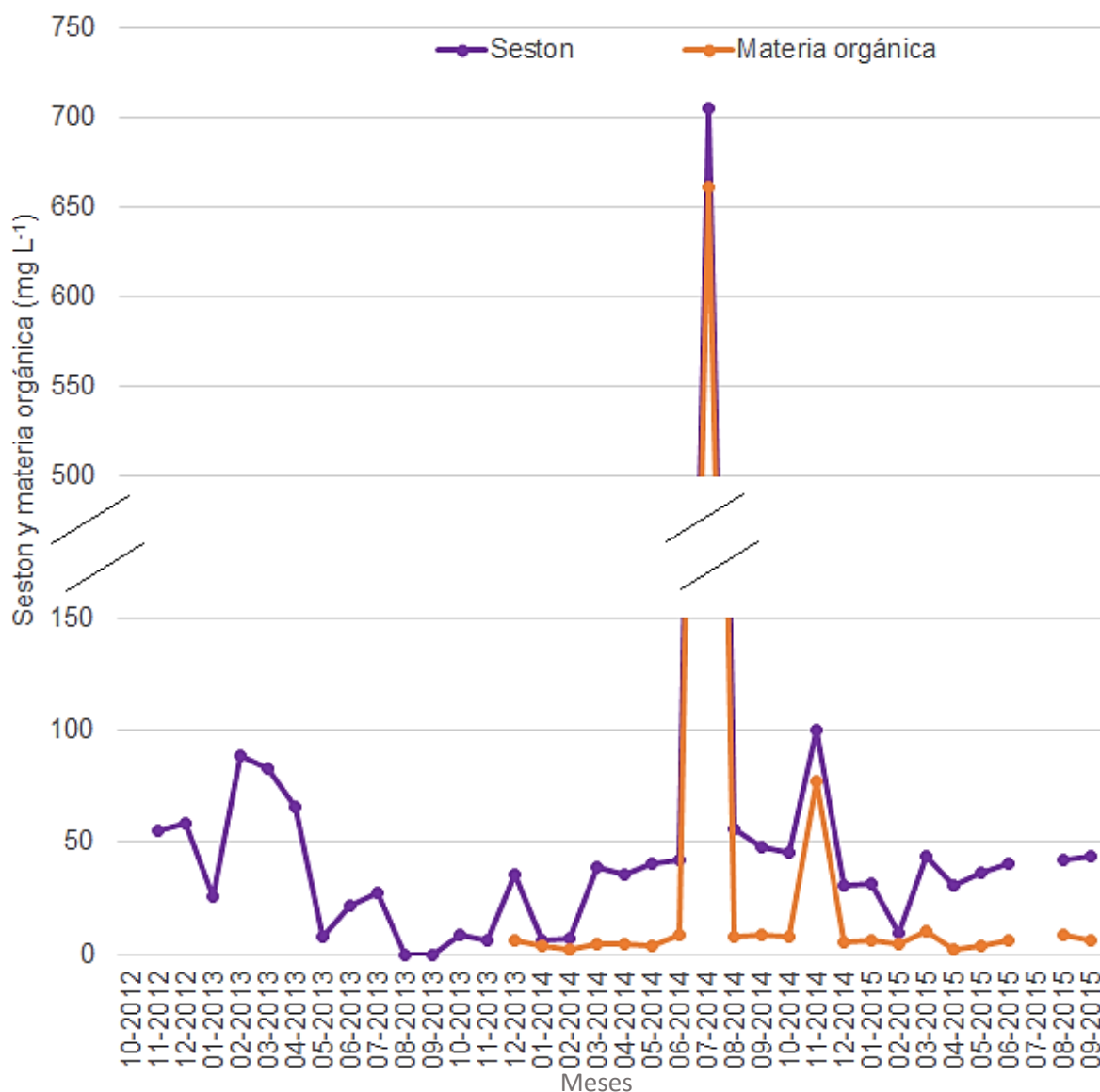


Figura 20. Variación de la concentración de seston y MOP (mg L⁻¹) en la estación E1 medida mensualmente durante el período de estudio.

3.2.8 Clorofila a

La concentración de clorofila a presentó importantes fluctuaciones durante el período de estudio, presentando un valor medio de $8,5 \pm 5,3 \mu\text{g L}^{-1}$. La dinámica estacional fue marcada, con los valores mínimos en los meses cálidos y máximos en los meses fríos (Figura 21). El valor mínimo registrado fue $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ en octubre 2012 mientras que el valor máximo fue $18,1 \mu\text{g L}^{-1}$ en junio 2013.

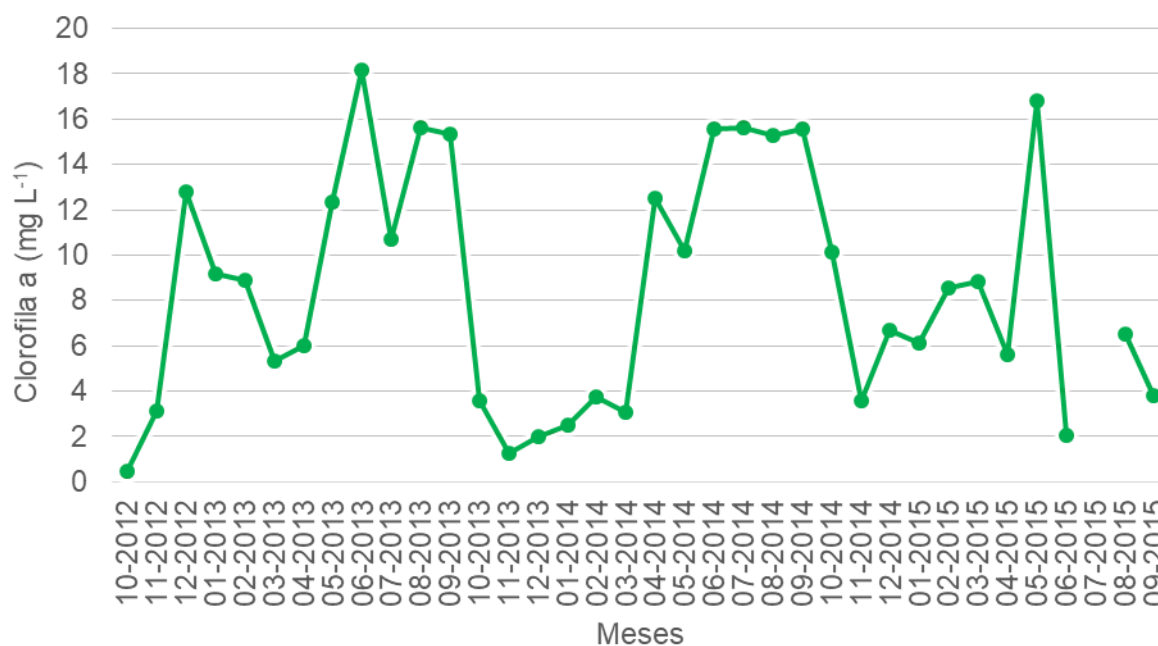


Figura 21. Variación de la concentración de clorofila a (mg L^{-1}) en la estación E1 medidas mensualmente durante el período de estudio.

3.2.9 Nutrientes

La concentración de nutrientes fue mayor durante el año 2013 en comparación con los años restantes (Figuras 21 y 22). El valor máximo de TP registrado fue $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ en el mes de julio 2013, mientras que el mínimo fue $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ registrado en abril 2015 (Figura 22). El P_{sol} representó la mayor proporción del TP durante el período de estudio (valor medio: $0,06 \text{ mg L}^{-1}$), fluctuando entre $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (junio-2015) y $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ (octubre-2012). El P_{part} fue proporcionalmente menor y fluctuó entre $0,002$ (diciembre 2013) y $0,12$ (julio 2013). Respecto a la concentración de N_{org}, presentó un valor medio de $4,6 \pm 1,5 \text{ mg L}^{-1}$, fluctuando entre $1,34 \text{ mg L}^{-1}$ (octubre-2012) y $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ (abril-2013) (Figura 23). Al igual que en el caso del P, la fracción de N_{sol} fue la mayor respecto de la concentración total durante el período de estudio (valor medio: $3,36 \text{ mg L}^{-1}$), variando entre valores no detectables (febrero-2015) y $4,17 \text{ mg L}^{-1}$ (febrero-2013).

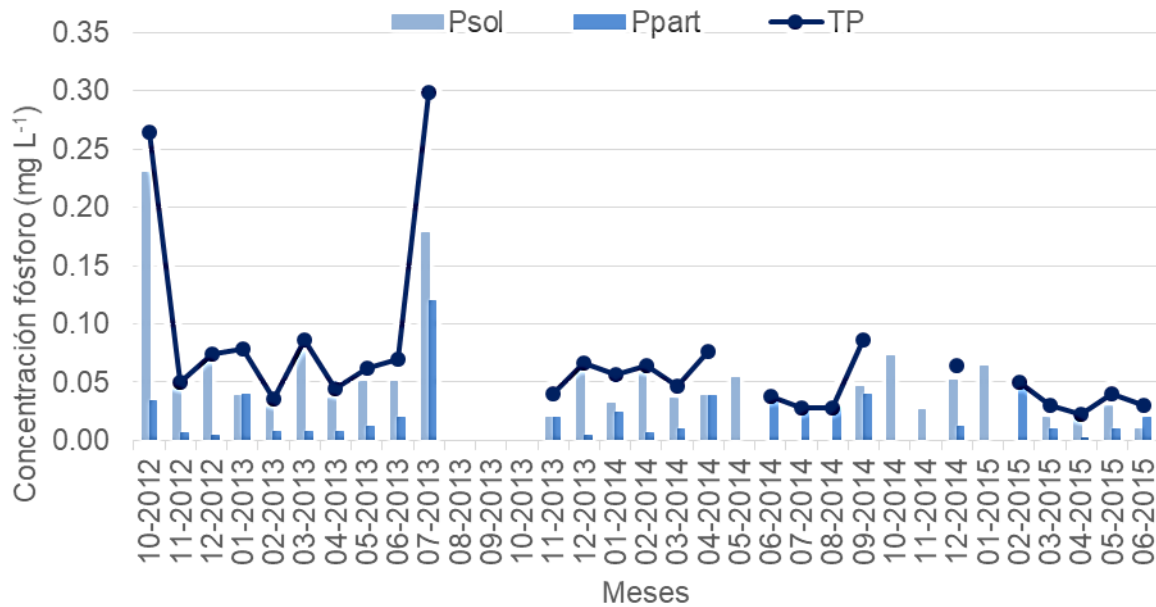


Figura 22. Concentración de fósforo total (PT), soluble (Psol) y particulado (Ppart) medidos mensualmente en el sitio E1 durante el período de estudio.

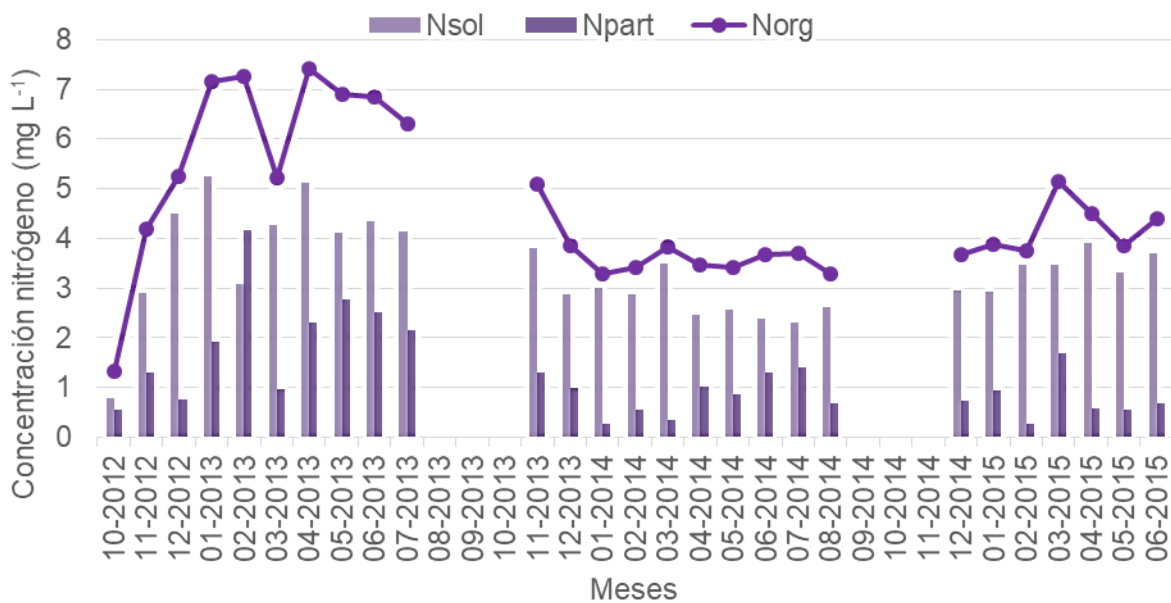


Figura 23. Concentración de nitrógeno total (NT), soluble (Nsol) y particulado (Npart) medidos mensualmente en el sitio E1 durante el período de estudio.

3.2.10 Estado trófico

De acuerdo a los valores del IET, en líneas generales la laguna La Salada se clasificó como un cuerpo de agua mesotrófico-eutrófico (Figura 24). El valor medio del IET(TP) fue $62 \pm 8,3$ indicando a la laguna como eutrófica con un valor mínimo de 48,7 en el mes de abril 2015 y un valor máximo de 86,3 en julio 2013. El IET(CI a) presentó un valor medio de $49 \pm 8,3$ correspondiendo a una condición mesotrófica. Los valores fluctuaron entre 23,4 (octubre 2012) y 59 (junio 2013). Por último, el valor medio de IET (TDS) fue $54 \pm 5,1$ clasificándola como una laguna mesotrófica, con un valor mínimo de 44,9 en el mes de noviembre 2013 y un máximo de 66,7 en el mes de diciembre 2012. En general los tres índices presentan una dinámica similar, indicando una condición eutrófica durante los meses de verano, otoño e invierno y mesotrófica en los meses de primavera, excepto en los meses de octubre 2012 y julio 2013 cuando los valores de IET (TP) e IET (CI a) no coincidieron.

Según la clasificación propuesta por la OCDE (1982) (Tabla 2), y considerando los valores anuales medios de TP, la laguna se clasifica como eutrófica. Teniendo en cuenta la concentración media anual de CI a, la laguna se clasifica como oligotrófica, mientras que considerando el máximo anual de CI a anual se clasifica como mesotrófica, coincidiendo con el IET (CI a). Por otra parte, el valor medio y mínimo anual de TDS, la laguna se clasifica como eutrófica y hipereutrófico (0,63 m - diciembre 2012) a eutrófico (0,92 m - julio 2013) respectivamente.

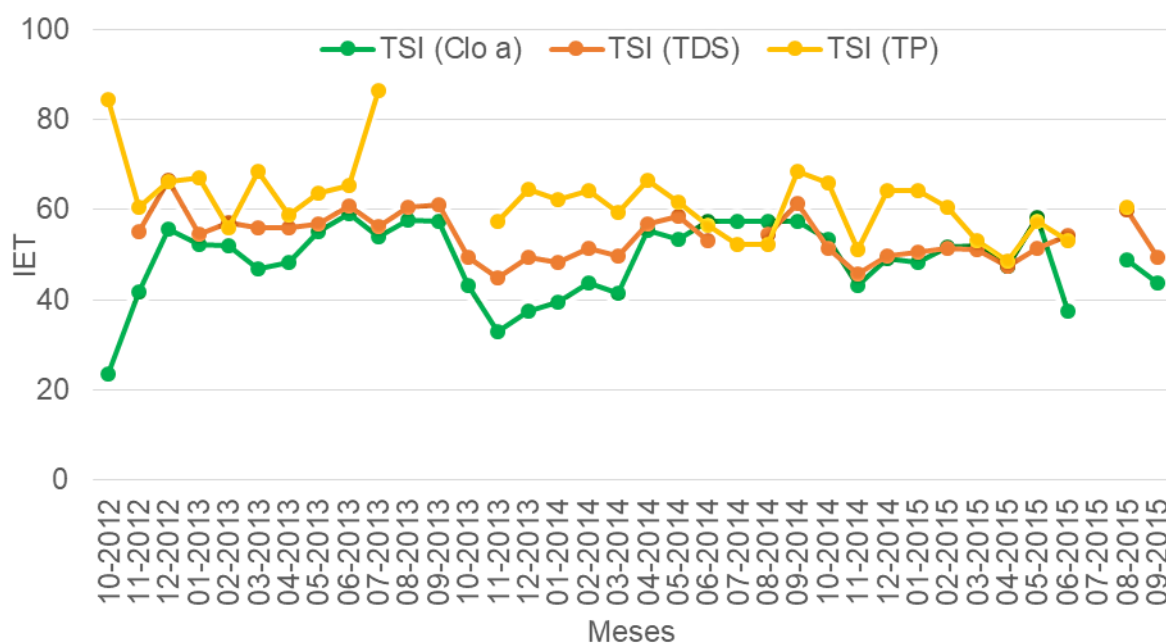


Figura 24. IET de Carlson, calculado a partir de los valores mensuales de Cl a, PT y TDS.

3.3 Relación entre las variables climáticas y limnológicas

A continuación se presentan los resultados de diferentes análisis estadísticos aplicados para estudiar la relación entre las variables climáticas y limnológicas y los procesos físico-biológicos de la laguna.

3.3.1 Correlación de Spearman

Las precipitaciones, viento y pH no correlacionaron significativamente con el resto de las variables (Tabla 3). El nivel del agua de la laguna correlacionó negativamente con la salinidad, TDS, TP y P_{sol}. Por otro lado, el OD correlacionó positivamente con la concentración de MOP y Cl a y negativamente con la temperatura del agua y del aire. La TDS estuvo negativamente correlacionada con la concentración de Cl a, TP y N_{part}. Por último la Cl a correlacionó negativamente con la temperatura del agua y del aire.

3.3.2 Análisis de componentes principales (ACP)

Las tres primeras componentes obtenidas a partir del ACP incluyendo variables limnológicas y climáticas, explicaron solamente el 52,76 % de la variabilidad total observada. Las variables que contribuyeron al primer componente (CP1) fueron OD, TDS, MOP, Cl a y N_{part}; mientras que el nivel del agua, la conductividad, la

salinidad y la temperatura del aire y del agua fueron las que más contribuyeron al segundo componente (CP2). Por último, P_{sol}, P_{part}, N_{org} y N_{sol} se hallaron representadas en el componente 3 (CP3). En la tabla 4 se visualizan las correlaciones entre las variables y los tres primeros componentes. En el gráfico bidimensional de las dos primeras componentes (CP1 y CP2) se visualiza la disposición de las variables, las variables suplementarias (años) y el grado de correlación entre las mismas (Fig. 25 a). El ordenamiento de las fechas de muestreo (Fig. 25 b), puso en evidencia la variación interanual, siendo a su vez el año 2013 el de mayor variabilidad entre meses. Las muestras correspondientes a la primavera del año 2012 (primavera) se caracterizaron por presentar un escaso nivel del agua y elevados valores de salinidad. Por otro lado, las muestras correspondientes al año 2013 evidenciaron la estacionalidad. Las de verano presentaron los valores más altos de salinidad, bajo nivel de agua y elevada temperatura, mientras que las de los meses correspondientes al otoño e invierno de 2013 se caracterizaron por presentar las temperaturas más bajas y concentraciones elevadas de nutrientes, MOP y Cl⁻. Los meses correspondientes a la primavera de 2013 se separaron de los de la primavera del 2012, presentando menor temperatura, nivel del agua elevado y baja salinidad.

El año 2014 presentó el verano más cálido, nivel de agua reducido y elevada salinidad, concentración de Cl⁻ y nutrientes. Los meses de otoño e invierno se agruparon de manera similar al año 2013, sin embargo las concentraciones de Cl⁻ y nutrientes fueron más bajas. La primavera de 2013 se caracterizó por presentar su mayor nivel de agua y baja salinidad. El año 2015 se caracterizó por una escasa diferenciación entre el verano, el otoño y el invierno, caracterizados por un nivel de agua elevado y una baja salinidad, aunque con mayores temperaturas en verano y valores de Cl⁻ más altos en otoño e invierno.

Por último a lo largo del CP3, las muestras se ordenaron de acuerdo a la concentración de nutrientes, siendo los meses de octubre 2012, julio 2013, agosto 2013, y los meses de verano, otoño e invierno del 2014 los de mayor concentración de P_{sol} y P_{part}. Las concentraciones más altas de N_{org} y N_{sol} se registraron en los meses de verano, otoño y primavera del 2013, noviembre 2014 y marzo y abril del 2015.

Tabla 3. Matriz de correlación de Spearman de las variables climáticas y limnológicas. Abreviaciones: Sal: Salinidad; OD: Oxígeno disuelto; Temp agua: temperatura del agua; TDS: Transparencia del disco de Secchi; MOP: Materia orgánica particulada; Cl a: Clorofila a; TP: Fósforo total; Psol: Fósforo soluble; Ppart: Fósforo particulado; Norg: Nitrógeno orgánico; Nsol: Nitrógeno soluble; Npart: Nitrógeno particulado; Precip: precipitación; Temp aire: temperatura del aire; Viento: Velocidad del

	Nivel	pH	Sal	OD	Temp agua	TDS	Seston	M org	Clo a	TP	Psol	Ppart	Norg	Nsol	Npart	Precip	Temp aire	Viento		
Nivel	1																			
pH	0.229	1																		
Salinidad	-0.774**	-0.239	1																	
OD	-0.066	-0.209	-0.055	1																
Temp agua	0.098	0.003	0.113	-0.396*	1															
TDS	0.524**	0.306	-0.376*	-0.403*	0.456**	1														
Seston	0.012	0.142	0.211	0.147	0.068	-0.127	1													
M org	0.213	0	-0.209	0.627**	-0.344	-0.177	0.803**	1												
Clo a	-0.203	-0.114	0.134	0.481**	-0.489**	-0.692**	-0.014	0.159	1											
TP	-0.516**	-0.303	0.269	0.296	0.022	-0.419*	-0.202	-0.089	0.064	1										
Psol	-0.643**	-0.055	0.356	0.317	-0.089	-0.408	0.003	0.039	0.096	0.854**	1									
Ppart	-0.165	-0.177	-0.047	0.558*	-0.358	-0.151	-0.395	0.399	0.192	0.441*	0.036	1								
Norg	-0.118	-0.324	0.113	0.313	0.072	-0.378	0.175	0.185	0.134	0.054	-0.111	-0.07	1							
Nsol	-0.262	-0.337	0.035	0.203	0.117	-0.188	-0.076	-0.234	0.02	0.167	-0.069	0.027	0.821**	1						
Npart	-0.147	-0.329	0.25	0.452*	-0.186	-0.522**	0.194	0.639*	0.366	0.058	0.012	0.102	0.695**	0.277	1					
Precip	0.084	0.005	-0.013	0.191	0.091	-0.008	0.154	-0.127	0.091	-0.019	0.003	-0.037	-0.112	-0.005	-0.195	1				
Temp aire	-0.012	-0.128	0.216	-0.366*	0.933**	0.321	0.051	-0.377	-0.438**	0.167	-0.009	-0.352	0.088	0.159	-0.205	0.091	1			
Viento	-0.349	0.013	0.217	-0.058	0.236	-0.018	0.033	-0.228	-0.251	0.271	0.297	-0.1	-0.012	0.157	-0.227	-0.195	0.3	1		

Tabla 4. Análisis de componentes principales: correlaciones entre las variables y los tres primeros componentes. Los valores en negrita corresponden a las correlaciones más importantes con cada eje.

Variables	Componentes		
	CP1	CP2	CP3
Nivel	0.555	-0.640	0.258
pH	0.492	-0.182	-0.254
Conductividad	-0.420	0.800	-0.227
Salinidad	-0.420	0.800	-0.227
OD	-0.618	-0.376	-0.155
Temp agua	0.492	0.539	0.345
TDS	0.784	-0.114	0.192
Seston	-0.082	0.153	0.145
MOP	-0.620	-0.154	0.463
Cl a	-0.597	-0.247	-0.275
PT	-0.480	0.100	-0.283
Psol	-0.218	-0.035	-0.524
Ppart	-0.263	-0.381	-0.472
Norg	-0.582	-0.048	0.746
Nsol	-0.364	0.031	0.649
Npart	-0.657	-0.190	0.463
Precipitaciones	0.030	-0.074	-0.181
Temp aire	0.400	0.634	0.295
Viento	0.053	0.475	-0.052

4 DISCUSIÓN

La Región Pampeana se divide en siete subregiones climáticas (Aliaga *et al.*, 2017). La zona donde se encuentra localizada la laguna La Salada, al sur de la Región Pampeana, se denomina Semiárida y se caracteriza como una zona fría y seca, con valores mínimos de precipitación y máximos de velocidad del viento en comparación con el resto de las subregiones. Además, el registro de precipitaciones muestra la presencia de eventos secos y húmedos frecuentes y de larga duración. Estas condiciones climáticas coinciden con las registradas en la laguna La Salada durante el período de estudio, en el cual la estacionalidad de las precipitaciones fue marcada, con valores máximos en primavera y verano. La precipitación media para esta subregión es de 400 mm año⁻¹, coincidiendo con lo registrado durante el período de estudio, cuyos valores variaron entre 327 mm año⁻¹ (2013) y 627 mm año⁻¹ (2014). En las lagunas pampeanas, la variabilidad interanual de las precipitaciones puede ser altamente significativa, afectando fuertemente al ciclo hidrológico (Quirós *et al.*, 2002). Los valores históricos del IEP, evidenciaron la presencia de períodos extremadamente húmedos, años normales y períodos extremadamente secos, indicando una amplia variabilidad interanual en las precipitaciones de la región. Para el período de estudio, de acuerdo a los valores del IEP, los años 2014 y 2015 resultaron húmedos, el año 2013 fue un año muy seco y el 2012 un año normal. Por otro lado, la velocidad del viento también fue acorde a lo propuesto para la zona (Aliaga *et al.*, 2017), con valores máximos en primavera, alcanzando medias diarias de hasta 21 km h⁻¹ lo cual denota la presencia de fuertes vientos en la zona. Sin embargo, se observaron anomalías negativas respecto de los valores históricos, lo cual indica una disminución en la incidencia de los vientos en la zona. La temperatura del aire presentó una variación estacional típica, con valores mínimos en invierno y máximos en verano, mostrando una tendencia en aumento de 0,7 °C para el período 1966-2015. Los valores medios de temperatura se encontraron dentro de los valores esperados para la región (Scian, 2000; Aliaga *et al.*, 2017). El aumento de la temperatura del aire en forma significativa a partir del año 2008 y la disminución de la velocidad del viento en forma continua desde la década del '90 indican que la zona está evidenciando una variabilidad climática importante. Los ciclos húmedos y secos son más frecuentes, aunque la región siempre estuvo sujeta a esas fluctuaciones de la precipitación, tal cual se observa en la figura 7 del IEP.

La laguna La Salada constituye un ejemplo de las denominadas lagunas pampeanas, especialmente si se considera su escasa profundidad y la falta de estratificación térmica (Quirós *et al.*, 2002). Ninguno de los parámetros fisicoquímicos analizados en el perfil de la columna de agua mostró diferencias significativas, lo cual concuerda con el carácter somero y plano de la laguna, que por la acción del viento se encuentra continuamente mezclada (Scheffer, 1998). Es un cuerpo de agua alcalino, característica común de las lagunas de la Región Pampeana (Sosnovsky y Quirós, 2006; Izaguirre *et al.*, 2015). Los valores de oxígeno registrados durante todo el período de estudio indicarían que este no sería un factor limitante para el desarrollo de las comunidades biológicas, alcanzando incluso valores de sobresaturación, condición esperable debido a la influencia de los fuertes vientos. La Salada es un cuerpo de agua mesosalino (salinidad media: $30,4 \pm 3,2 \text{ g L}^{-1}$) (Hammer, 1986). La concentración salina de las lagunas pampeanas depende en gran medida de la variación anual e interanual del régimen de precipitaciones, diluyéndose o concentrándose entre años sucesivos (Quirós, 2005). En la laguna, la salinidad presentó variaciones significativas debidas al ingreso de agua regulado por la apertura y cierre de las compuertas de los canales derivados del Río Colorado. Con excepción de las grandes lagunas endorreicas hipersalinas Epecuén (Dangavs, 2005; Fermani *et al.*, 2013), y Mar Chiquita (Pilati *et al.*, 2016), La Salada supera ampliamente la salinidad registrada en otras lagunas salinas arreicas (Echaniz *et al.*, 2008, 2012, 2013), endorreicas (Kopprio *et al.*, 2014; Bersain *et al.*, 2015) o exorreicas (Ferrer *et al.*, 2011; Colautti *et al.*, 2015) de la Región Pampeana. Estas a pesar de las variaciones de nivel y de su enclave en suelos salinos, son en su mayoría clasificadas como subsalinas a hiposalinas.

En las lagunas someras la concentración de material en suspensión, y por lo tanto la turbidez, se ven incrementadas por el efecto del viento y las precipitaciones (Scheffer, 1998; Torremorell *et al.*, 2007). En La Salada la TDS fue elevada durante todo el período de estudio y los valores de seston y MOP registrados fueron bajos en comparación con otras lagunas pampeanas (Echaniz *et al.*, 2013; Fermani *et al.*, 2015; Izaguirre *et al.*, 2015; Lagomarsino *et al.*, 2015) y, contrariamente a lo esperado, correlacionaron significativamente con ningún parámetro climático. La elevada transparencia de La Salada puede ser también efecto de la abundante cobertura de plantas carófitas en el fondo que impiden la resuspensión de los sedimentos. García *et al.* (1999) registró en la laguna la presencia de *Chara halina* y *Lamprothamnium*

spp., ambas especies halófilas, comunes en ambientes salinos con cambios pronunciados en el nivel del agua de climas semiáridos. Los valores elevados de TDS de La Salada coinciden con los hallados en otra laguna salina pampeana (La Amarga) que también cuenta con cobertura de carófitas y que esta sujeta a cambios de nivel y salinidad (García *et al.*, 1999; Echaniz y Vignatti, 2013).

Los valores de Cl⁻ hallados durante el período de estudio fueron bajos en comparación con otras lagunas someras pampeanas (Fermani *et al.*, 2013; Izaguirre *et al.*, 2015), sin embargo son acordes a los citados para otras lagunas salinas y alcalinas (Waker y Robarts, 1995; Evans y Prepas, 1997; Kopprio *et al.*, 2014; Del Ponti *et al.*, 2015). En las lagunas salinas, la alcalinidad elevada puede limitar el crecimiento del fitoplancton, resultando en concentraciones bajas de Cl⁻ y condiciones de elevada transparencia (Kopprio *et al.*, 2014). Durante las floraciones o blooms de fitoplancton, la fotosíntesis se ve limitada por las concentraciones bajas de CO₂ (Hein, 1997). Por otro lado, las soluciones ferrosas forman precipitados estables a pH alcalinos, quedando inhabilitadas para el uso por parte del fitoplancton (Hove *et al.*, 2008). En lagos con elevada salinidad como La Salada, las elevadas concentraciones de aniones alcalinos limitarían la disponibilidad de hierro, elemento crucial para el desarrollo del fitoplancton (Evans y Prepas, 1997). Por otro lado, algo muy característico de esta laguna es que las mayores concentraciones de Cl⁻ se registraron en los meses de otoño-invierno en el período de estudio, mientras que en la mayoría de las lagunas pampeanas y/o salinas diversos estudios indican máximos de Cl⁻ en primavera-verano (Torremorell *et al.*, 2009; Izaguirre *et al.*, 2015). A su vez, las concentraciones de TP resultaron bajas en comparación con otras lagunas pampeanas de agua dulce (Fermani *et al.*, 2015; Izaguirre *et al.*, 2015) y salinas (Echaniz y Vignatti, 2013), mientras que las de Norg fueron similares a los hallados en lagunas claras (Quirós *et al.*, 2002) y turbias eutróficas (ej. La Helvecia, Chascomús y La Salada de Monasterio) (Izaguirre *et al.*, 2015). Esto concuerda con los valores arrojados por el IET y los valores propuestos por la OCDE (1982) que clasificaron a la laguna La Salada como un cuerpo de agua mesotrófico-eutrófico.

Durante el periodo de estudio, la zona de la laguna La Salada presentó amplia variabilidad interanual en las condiciones climáticas. En el año 2013, particularmente seco, las autoridades de CORFO permitieron una mayor entrada de agua en La Salada a fin de mantener un nivel de agua estable que permitiera el desarrollo de actividades turísticas en la laguna. El caudal de agua que ingresó en

la laguna y las consecuentes fluctuaciones del nivel produjeron importantes cambios en la salinidad y concentración de nutrientes en la laguna. Se ha visto que fluctuaciones extremas en los niveles de agua pueden provocar importantes cambios en la estructura y funcionamiento de estos cuerpos de agua someros (Beklioglu *et al.*, 2001; Coops *et al.*, 2003; Naselli-Flores y Barone, 2005). Las lagunas ubicadas en cuencas endorreicas como La Salada, son particularmente sensibles a los impactos debido a la variabilidad climática, ya que responden rápidamente a las condiciones de sequía e inundación por su morfología plana y poco profunda (Starks *et al.*, 2014).

A partir del análisis de componentes principales, se infiere que las variaciones en los parámetros limnológicos en la laguna La Salada se deben por un lado a cambios en las condiciones ambientales como la temperatura del aire y por ende del agua. Sin embargo el manejo antrópico del nivel del agua resulta el factor más importante en relación a la dinámica observada, infiriéndose a partir de su correlación con diversas de las variables estudiadas. El agrupamiento de las muestras por año de muestreo indicó claramente la variación interanual, señalando al año 2013 como el de mayor variabilidad en los parámetros medidos entre meses. La variabilidad observada en la salinidad, la TDS y la concentración de nutrientes se relacionó significativamente con el manejo del nivel del agua, mientras que los cambios estacionales en la temperatura desempeñaron un rol importante modulando las variaciones en la concentración de Cl a. Un grupo de variables incluyendo el seston, el MOP y el pH resultaron relativamente estables. En los meses de primavera presentaron mayores niveles de agua y menor salinidad, mientras que los meses de verano presentaron la situación opuesta.

El año 2013 presentó las mayores concentraciones de nutrientes respecto al resto de los años, especialmente en los meses fríos, coincidiendo con las mayores concentraciones de Cl a. Sin embargo, las concentraciones de TP en lagunas someras tienden a ser mayores en verano que en invierno (Scheffer, 1998; Søndergaard *et al.*, 2001). Esta situación inversa se debería al efecto del ingreso de un mayor caudal de agua en la laguna a través de los canales. Esta es agua residual proveniente del riego de cultivos en los que se usan fertilizantes. Como en toda agricultura de irrigación, los principales problemas ambientales de contaminación de aguas se concentran en un incremento en la sedimentación, concentración de nutrientes, plaguicidas, salinidad, elementos traza y patógenos (EPA, 1994). A pesar

de que los nutrientes en el agua de ambos canales no fueron medidos, se estima que su concentración sería elevada. La concentración de nutrientes en la columna de agua fluctúa estacionalmente en algunos ambientes en relación con la velocidad del viento, la intensidad lumínica y la actividad biológica, factores que determinan la resuspensión o liberación de los nutrientes desde el fondo hacia la columna de agua (Havens *et al.*, 2007; Lagomarsino *et al.*, 2015). En el caso de La Salada la concentración de nutrientes no presentó una estacionalidad marcada y tampoco correlacionó con las variables climáticas, a diferencia de otras lagunas someras pampeanas. Esto sugiere que la dinámica de los nutrientes dependería del manejo del agua y, en este sentido, los ingresos aportarían, agua enriquecida, produciendo además un aumento en el nivel de la laguna y la inundación de zonas aledañas que aportarían también nutrientes al sistema. Por otro lado, las menores fluctuaciones observadas en el nivel de la laguna en el año 2015 y la agrupación de las muestras de verano e invierno en el ACP indicaría el fuerte efecto del manejo del ingreso del agua en la regulación de las variables limnológicas, por encima del efecto de la estacionalidad. En conclusión, el manejo del nivel del agua y la estacionalidad de la temperatura controlaron la dinámica de las variables limnológicas en la laguna La Salada durante el período de estudio.

CAPÍTULO 3

MONITOREO AMBIENTAL EN ALTA FRECUENCIA DE LA LAGUNA

1 INTRODUCCIÓN

La aplicación de sistemas de sensores automatizados reemplaza y aumenta la cantidad de registros a los obtenidos por observadores humanos. Su uso es amplio, se pueden utilizar tanto en monitoreos ecológicos como en aplicaciones experimentales. Se caracterizan por poseer mayor frecuencia de medición y cobertura espacial que las alcanzadas a través de la observación humana, haciendo posible la medición de parámetros hasta en lugares inaccesibles (Porter *et al.*, 2009). Tanto las investigaciones biológicas como ecológicas se basan en observaciones, teorías y modelos. Su efectividad será mejor siempre que la escala temporal, espacial y la cantidad de los datos sean comparables. Estos sistemas de sensores automatizados pueden mejorar ampliamente las escalas de observación para hacerlas coincidir con las teorías y modelos ecológicos propuestos. El avance en los sistemas de sensores extienden la escala espacial y temporal de las observaciones, permitiendo así una gama más amplia de teorías y modelos a ser probados y un mejor entendimiento de la dinámica de un ecosistema (Porter *et al.*, 2009). A su vez permiten estimar tasas de procesos que no se pueden observar directamente, como por ejemplo, el metabolismo ecosistémico (Laas *et al.*, 2012; Alfonso *et al.*, 2015).

Los procesos en los lagos y lagunas son complejos, abarcando una superposición tanto de escalas temporales como de niveles tróficos. Por lo tanto, la medición de variables ecológicas, la frecuencia de muestreo y periodicidad de medición son aspectos críticos para poder capturar y entender los patrones de evolución temporal de estas variables. Esto incluye, tanto tendencias a largo plazo y patrones estacionales, los cuales pueden ser identificados con datos de baja frecuencia (ej., mensual), como así también fluctuaciones de alta frecuencia que requieren de una mayor resolución temporal de los datos (Aguilera *et al.*, 2016). En décadas pasadas, los estudios que se basaban sólo en datos *in situ* obtenidos semanalmente o mensualmente revelaron la naturaleza compleja de las respuestas ecosistémicas a los cambios en el medio ambiente y sus escalas temporales. Estos

estudios incentivaron el uso de mediciones a largo plazo y de alta frecuencia. Su reciente aplicación ha permitido un estudio más detallado de la respuestas y procesos de algunos lagos y lagunas (Jennings *et al.*, 2012, Solomon *et al.*, 2013, Rose *et al.*, 2014).

Actualmente, frente a desafíos que suponen el cambio climático y el uso intensivo de las cuencas hídricas para la obtención de servicios ecosistémicos, se impone la necesidad de una mejora en el monitoreo de datos fisicoquímicos y meteorológicos con menores tiempos de muestreo. La disponibilidad de mejor información y con mayor frecuencia que la obtenida por métodos tradicionales, permiten evaluar el efecto sinérgico, acumulativo y no lineal de los múltiples factores de estrés que afectan a las lagunas (Brown *et al.*, 2013) y tomar mejores decisiones de manejo. La mayoría de los monitoreos ambientales se basan en mediciones *in situ* con periodicidad semanal a mensual. Esas frecuencias temporales no permiten la detección de procesos asociados a eventos episódicos hidrológicos y meteorológicos que afectan la dinámica de un cuerpo de agua y que impactan a corto o largo plazo a las comunidades biológicas (Jennings *et al.* 2012). A pesar de la utilidad de los muestreos de baja frecuencia, la naturaleza discreta de los datos resulta poco apropiada para capturar procesos en organismos con ciclos de vida cortos, eventos climáticos extremos o cualquier proceso cuya escala temporal sea menor al tiempo propuesto entre muestreos (Marcé *et al.*, 2016). Las mediciones de baja frecuencia pueden ser reemplazadas o complementadas por mediciones automatizadas en alta frecuencia. Variables meteorológicas como la temperatura del aire, humedad relativa, velocidad y dirección del viento y variables limnológicas como la temperatura del agua, conductividad, concentración de oxígeno disuelto, entre otras, se pueden medir en alta frecuencia con boyas automatizadas, usadas actualmente para diversos fines en lagos y lagunas a nivel mundial (Staher *et al.*, 2010; Jennings *et al.*, 2012; Woolway *et al.*, 2015; Tsai *et al.*, 2016).

Las redes como Networking Lake Observatories (NETLAKE) en Europa y Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON) actualmente coordinan numerosos grupos de investigación a escala global que realizan la adquisición de información en alta frecuencia de lagos y lagunas mediante el empleo de boyas automatizadas. Sin embargo, dos tercios de los estudios se realizan en lagos estratificados de América del Norte y Europa durante la época libre de hielo (Meison

et al., 2015). Para realizar esta tesis se ha instalado una boya en la laguna La Salada como parte del proyecto en red PAMPA₂ financiado por el CONICET que además forma parte de la red GLEON. El objetivo del presente capítulo es evaluar el efecto sinérgico de las variables climáticas y físico-químicas que afectan a la laguna utilizando mediciones de alta frecuencia. Se busca detectar la presencia de procesos asociados a eventos episódicos hidrológicos y climáticos que afectan la dinámica ambiental de La Salada y que podrían impactar a las comunidades biológicas.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Boya autónoma EMAC

La boya autónoma EMAC (Estación de Monitoreo Ambiental Costero) se localiza en el sector más profundo de la laguna La Salada (39°27'27"S - 62°42'25"W) (Figura 1c). Fue construida por el Dr Alejandro J. Vitale investigador especializado del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO - CONICET) e instalada en la laguna La Salada en mayo del 2012. Es la segunda boya autónoma de monitoreo en Argentina, la primera se instaló en la laguna Sauce Grande. Se encuentra provista de sensores para la medición de variables limnológicas (subsUPERficial) y meteorológicas (2,10 m de altura) (Figura 26). Algunas variables limnológicas fueron medidas a 0,5 m de profundidad, como la temperatura del agua, la concentración de oxígeno disuelto (OD, %), la conductividad eléctrica (mS cm⁻¹), la concentración de clorofila a (Cl a, mg L⁻¹) y el nivel del agua (m). La temperatura del agua se midió a dos niveles, en superficie (0,5 m de profundidad) y en el fondo (0,1 m del fondo). Se midieron las siguientes variables meteorológicas: temperatura del aire (Taire, °C), velocidad (km h⁻¹) y dirección del viento y la humedad relativa (HR, %). Para su correcto funcionamiento la boya tiene dos paneles solares que le proveen energía. La frecuencia con la cual se realizan las mediciones es de 10 min. La información generada es enviada vía satélite y actualizada cada media hora. La misma puede consultarse a través de la página web <http://emac.iado-conicet.gob.ar/>.

Con una periodicidad mensual se retiró la boya de la laguna para el adecuado mantenimiento y calibración de los sensores. El sensor de OD se calibró mediante una calibración de dos puntos, 0% en una solución anaeróbica y en aire (100%). Los sensores de Cl a (Cyclops-7F, Turner desings) y conductividad (Toroidal, Emerson) se calibraron mediante una calibración de dos puntos, correspondiendo a una

concentración de $0 \mu\text{g L}^{-1}$ y 0 mS cm^{-1} a la medida en agua destilada y el segundo punto midiendo en soluciones estándar de concentración conocida. Los sensores para la temperatura del agua se calibró en un baño térmico. El sensor de nivel del agua se calibró en una columna de agua controlada de 4 metros de altura. La velocidad del viento, se calibró con datos *in situ* usando un instrumento patrón (Standard ST-619, Labmatrix Manufacturing). La calibración de la humedad relativa se basó en los datos provistos por el fabricante (HIH4000, Honeywell). Asimismo se corroboraron mensualmente los datos *in situ* con equipos patrones, para verificar la calidad de la información recolectada.

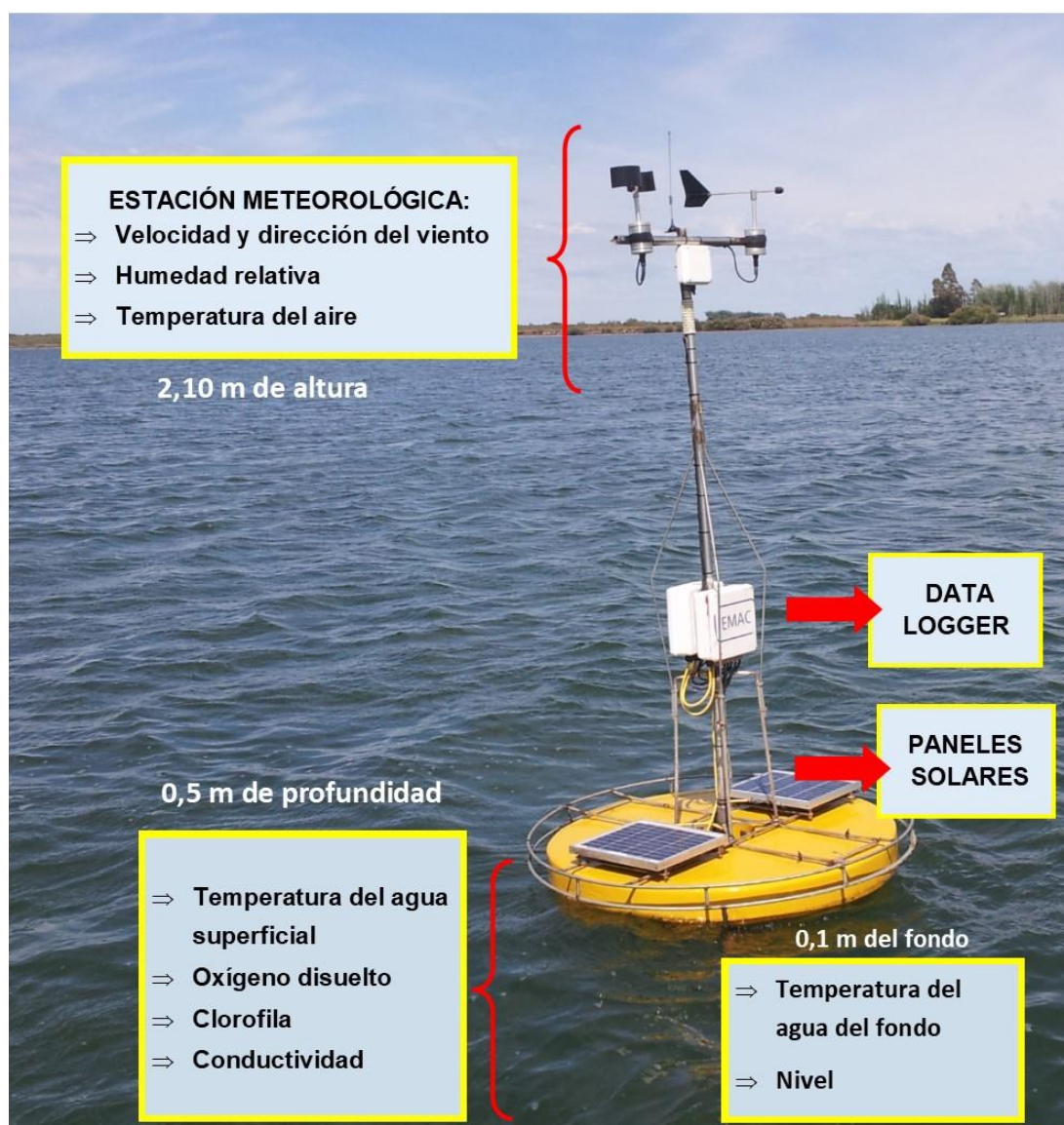


Figura 26. Boya EMAC localizada en la laguna La Salada y detalle de sus componentes.

2.2 Análisis de los datos

El período analizado fue de octubre 2012 a septiembre 2015. Se utilizó el software Data Standardizer, que toma los datos y los normaliza en un formato de matriz común para su posterior análisis de la calidad por medio del software B3. Este último es de uso libre y ha sido diseñado por el grupo de investigación Lake Ecosystem Restoration New Zealand (LERNZ, <https://www.lernz.co.nz>). Para el estudio de las variables limnológicas y meteorológicas se aplicaron métodos estadísticos descriptivos (ej., promedio, desvío estándar, valores máximos y mínimos). Los datos fueron analizados aplicando la Transformada Rápida de Fourier (TRF) a fin de definir la periodicidad característica de las variables (Bloomfield, 1976; Bendat y Piersol, 2000). Previamente, la serie de tiempo con datos cada 10 minutos fue promediada para obtener datos cada 1 hora. Se calcularon los coeficientes de correlación de Spearman y se efectuó un análisis de componentes principales (ACP) a partir de las variables medidas en alta frecuencia. A su vez, se realizó una regresión lineal múltiple a fin de explicar el comportamiento de las principales variables limnológicas. Para ello se utilizaron los softwares estadísticos STATISTICA 7, XLSTAT y SPSS. Por último, con la finalidad de explicar los resultados obtenidos, se realizó un análisis gráfico exhaustivo de los datos orientados a detectar la presencia de eventos meteorológicos locales como la brisa lagunar. Para establecer las condiciones óptimas de la formación de brisa lagunar se utilizaron los mapas sinópticos obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, Argentina. Sitio web: <http://www.smn.gov.ar/>).

3 RESULTADOS

3.1 Variables meteorológicas

3.1.1 Temperatura del aire

La temperatura del aire mostró una variación estacional típica, presentando los valores más bajos en invierno y los más altos en verano (Figura 27). La temperatura media para todo el período de estudio fue $15,1 \pm 7,2$ °C. La temperatura máxima fue 44,9 °C en diciembre de 2012 y la mínima fue -5,7 °C durante junio de 2015. A partir del espectro de Fourier, la temperatura del aire (Figura 28) mostró máximos

significativos de energía a escala interanual, anual, estacional y mensual. Aunque también se identificaron señales diarias, semidiurnas y cada 8, 6, 5 y 4 horas.

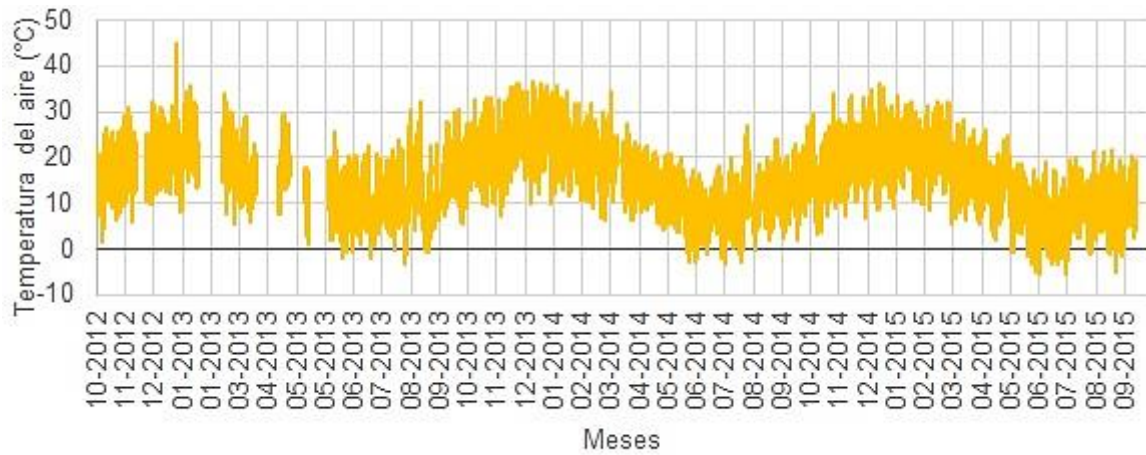


Figura 27. Temperatura del aire en la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

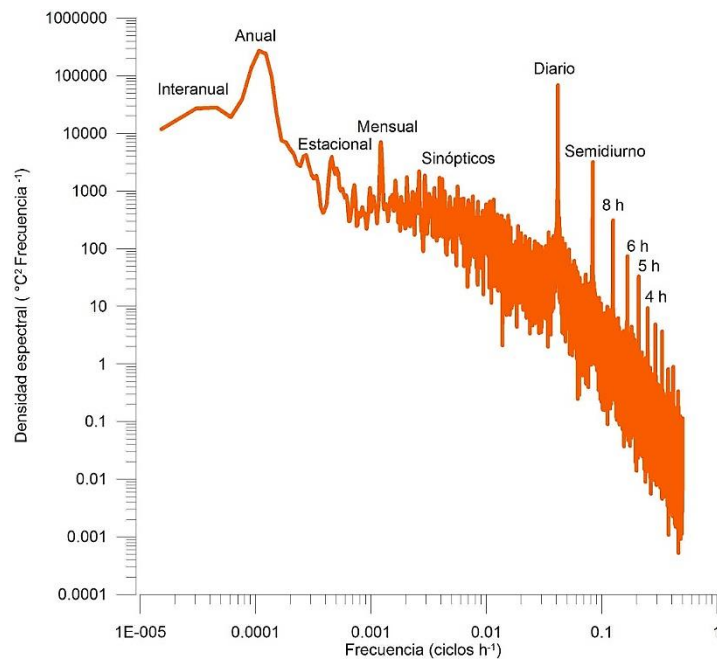


Figura 28. Densidad espectral de la temperatura del aire e identificación de los máximos de energía durante el período de estudio.

3.1.2 Humedad Relativa

La HR presentó un valor medio de $81,9 \pm 22,8$ %, fluctuando entre 20 y 100%. Durante la mayor parte del período de estudio, la HR saturó en los valores máximos ya que el sensor se encuentra en la laguna y los procesos de evaporación son importantes, por lo tanto para poder observar su variación temporal se calculó el valor medio diario (Figura 29). La HR mostró una variación estacional típica mostrando los valores más bajos en primavera-verano, mientras que los valores más altos se registraron en otoño-invierno (Figura 29). El análisis de Fourier mostró máximos de energía correspondientes a la escala interanual, anual, estacional, bimestral y mensual (Figura 30). Por otro lado, también se encontraron máximos a escala diaria, semidiurna y cada 6 horas.

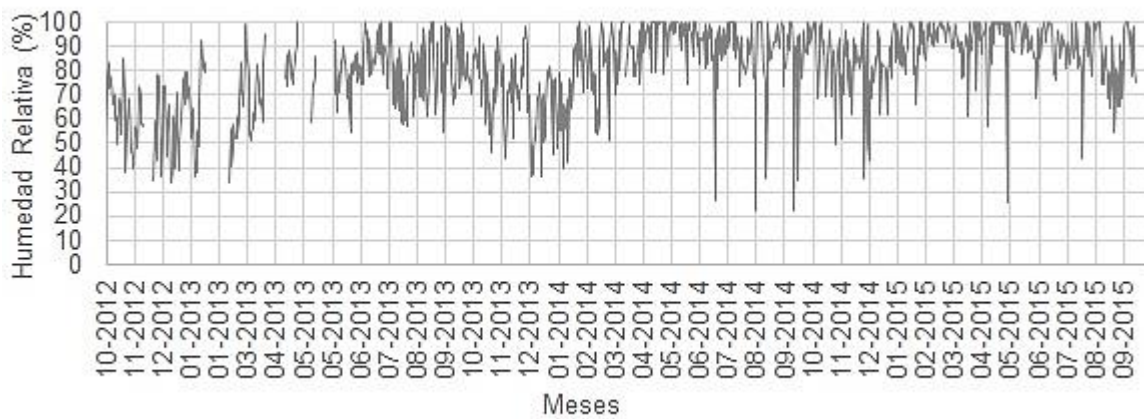


Figura 29. Humedad relativa media diaria medida en la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

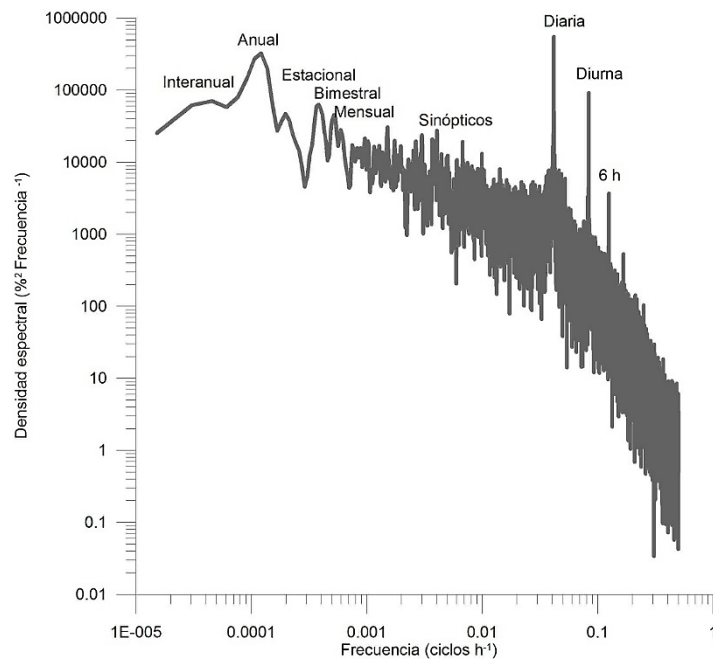


Figura 30. Densidad espectral de la humedad relativa e identificación de los máximos de energía durante el período de estudio.

3.1.3 Viento

Durante el período de estudio, el valor medio del viento fue $22,3 \pm 16,7 \text{ km h}^{-1}$, presentando ráfagas de hasta 110 km h^{-1} (Figura 31). La velocidad media del viento osciló entre valores mínimos en otoño-invierno y máximos primavera-verano (Figura 31). El análisis espectral mostró señales estacionales, bimestrales y mensuales (Figura 32). Por otro lado, también se encontraron máximos a escala diaria, semidiurna y cada 8, 6 y 4 horas.

La dirección del viento predominante es del WNW (Figura 33a), mientras que la velocidad máxima se registró en dirección SSE (Figura 33b). Se observó una predominancia de brisas débiles (21%, $12 \text{ a } 20 \text{ km h}^{-1}$) y moderadas (18%, $20 \text{ a } 29 \text{ km h}^{-1}$). También se midieron ráfagas entre $62 \text{ y } 103 \text{ km h}^{-1}$, correspondientes a tormentas fuertes. Sólo el 11,5 % de los registros correspondieron a horas de calma (velocidad $< 1,4 \text{ km h}^{-1}$) representó solo el los datos.

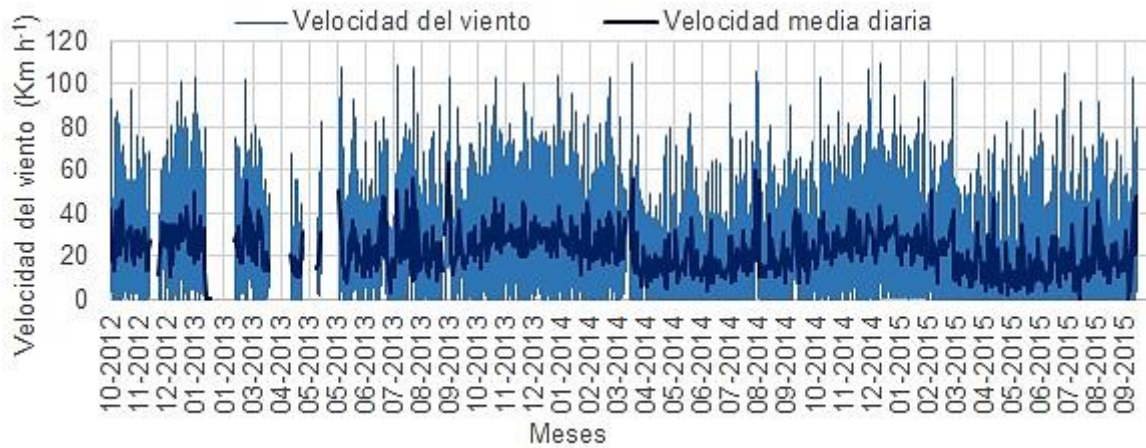


Figura 31. Velocidad del viento medida cada 10 minutos y velocidad media diaria en la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

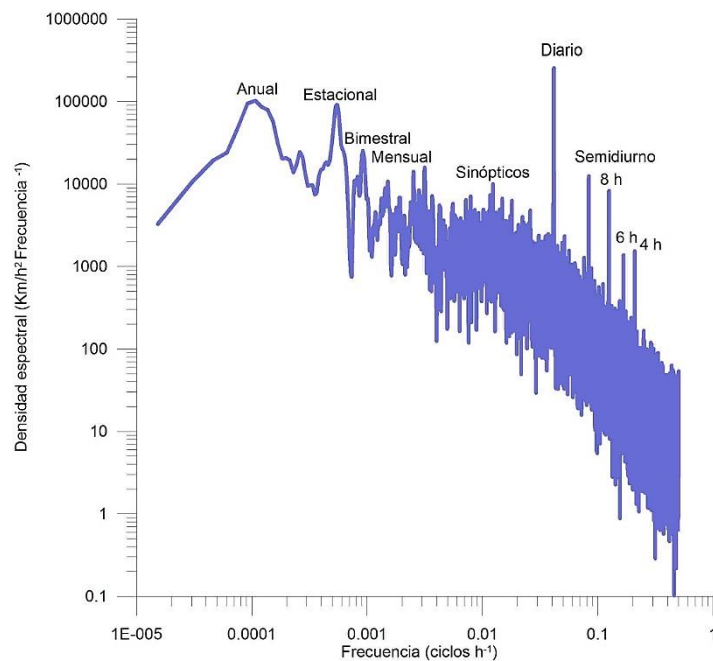


Figura 32. Densidad espectral de la velocidad del viento e identificación de los máximos de energía durante el período de estudio.

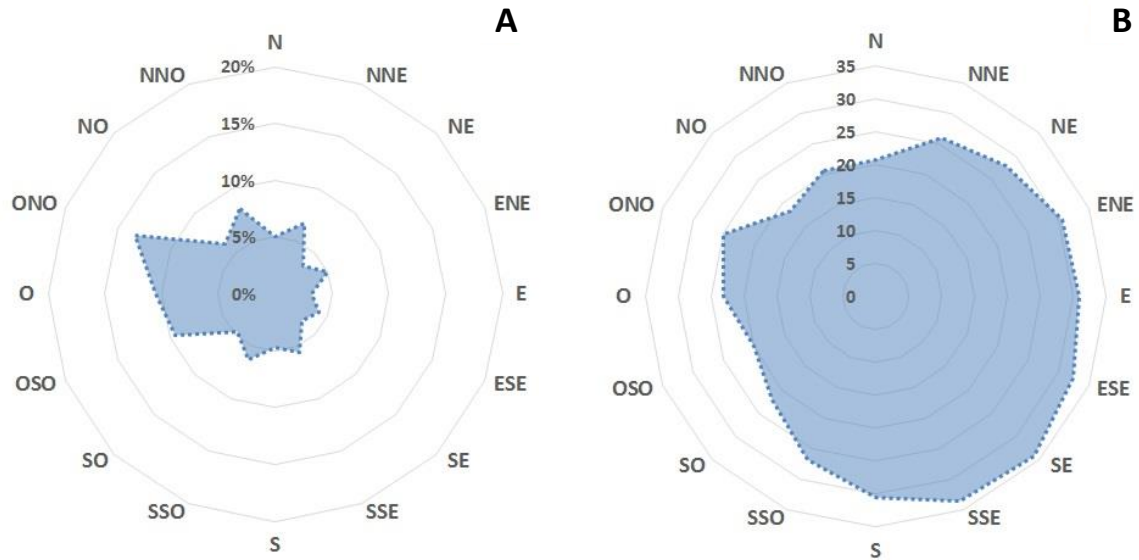


Figura 33. Rosa de los Vientos de la laguna La Salada. **A:** Porcentaje de tiempo que el viento sopla en cada dirección y **B:** Velocidad media del viento (km h^{-1}) en cada dirección.

3.2 Variables limnológicas

3.2.1 Temperatura del agua

La temperatura media del agua superficial fue $15,8 \pm 6 \text{ }^\circ\text{C}$. Mostró una clara variación estacional registrándose un mínimo de $4,7^\circ\text{C}$ en julio 2015 y un máximo de $29,3 \text{ }^\circ\text{C}$ en diciembre 2013 (Figura 34). Por otro lado, la temperatura del agua en el fondo presentó valores similares o mayores a los de la temperatura superficial para el período de estudio con un promedio de $15,9 \pm 5,7 \text{ }^\circ\text{C}$ y una fluctuación estacional entre $5,8^\circ\text{C}$ (junio 2013) y $27,4^\circ\text{C}$ (diciembre 2013).

La TRF indicó comportamientos similares en la temperatura de superficie y de fondo (Figura 35), con máximos a escala anual, estacional, y mensual, aunque la temperatura de superficie mostró también variaciones interanuales (Figura 35). Además, se encontraron variaciones a escala diaria, semidiurna y cada 8 horas.



Figura 34. Temperatura del agua en superficie y fondo medida en la boya de la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

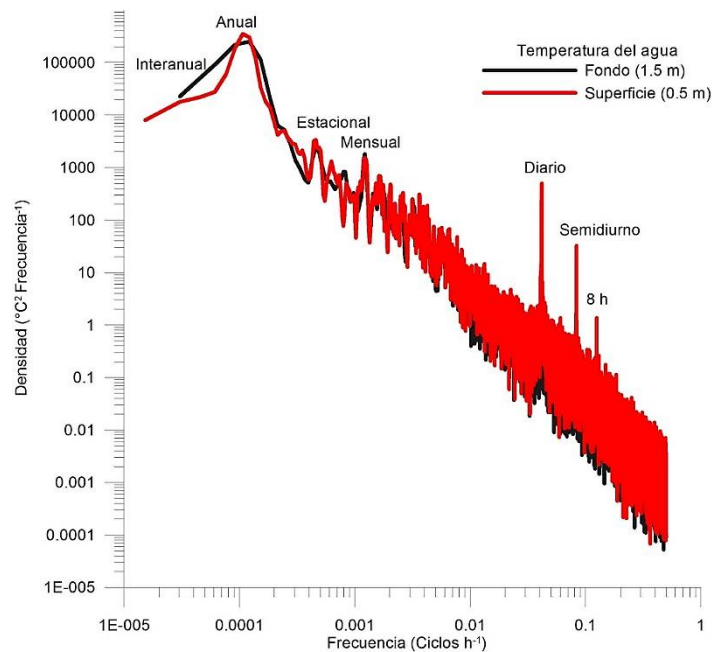


Figura 35. Densidad espectral de la temperatura del agua registrada en superficie y fondo e identificación de los máximos de energía durante el período de estudio en la laguna La Salada.

3.2.2 Nivel del agua

El nivel medio del agua fue $2,7 \pm 0,3$ m. Mostró importantes fluctuaciones a lo largo del período de estudio registrándose un valor mínimo de 2,0 m en diciembre del 2012 y un valor máximo de 3,2 m en septiembre de 2014 (Figura 36), con un claro patrón temporal. En los meses de primavera se registraron máximos en el nivel del agua en respuesta a la apertura de las compuertas de los canales principales del Río

Colorado. Esto se observa principalmente en el período que abarca desde comienzos del 2013 hasta el año 2015, donde el patrón se hace menos acentuado debido a una menor entrada de agua desde los canales. La aplicación de la TRF a este parámetro mostró máximos de energía a escala interanual, anual y bimestral y diario (Figura 37).

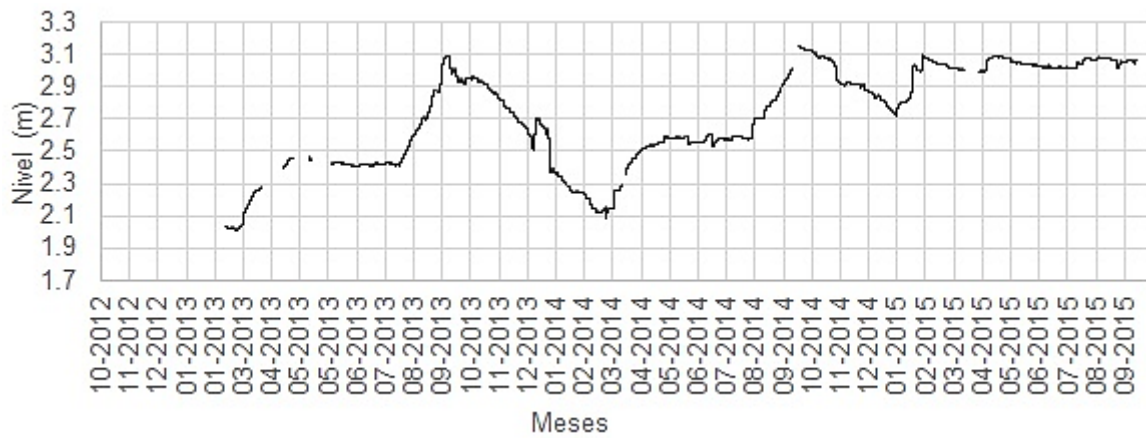


Figura 36. Nivel del agua de la laguna La Salada medido en la boya durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

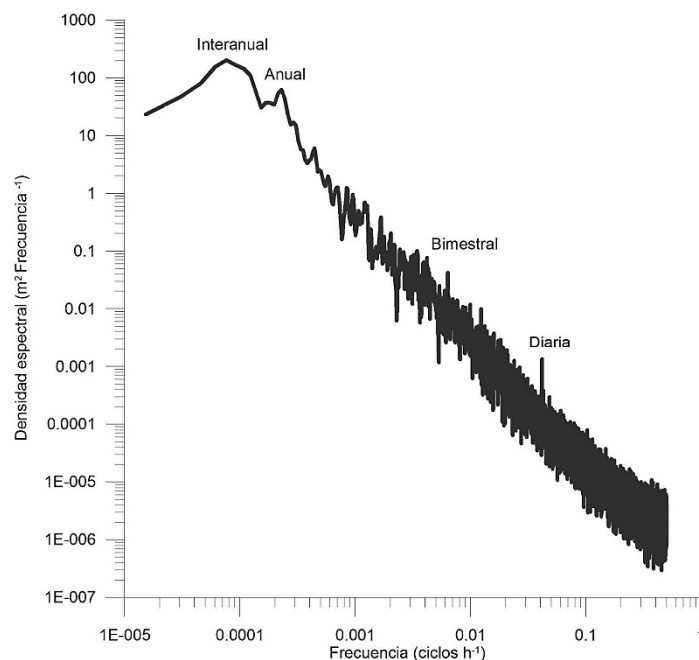


Figura 37. Densidad espectral del nivel del agua de la laguna La Salada e identificación de los máximos de energía durante el período de estudio.

3.2.3 Conductividad

La conductividad presentó un valor medio de $40,1 \pm 9,7 \text{ mS cm}^{-1}$ con fluctuaciones estacionales importantes a lo largo del período de estudio, registrándose un valor mínimo de $23,7 \text{ mS cm}^{-1}$ en septiembre del 2015 y un valor máximo de $74,8 \text{ mS cm}^{-1}$ en enero del 2013 (Figura 38), coincidiendo con cambios en el nivel del agua. La TRF indicó la presencia de máximos a escala anual, estacional, bimestral y mensual (Figura 39). Se detectaron además variaciones a menor escala (sinóptica, diaria y diurna).



Figura 38. Conductividad en la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

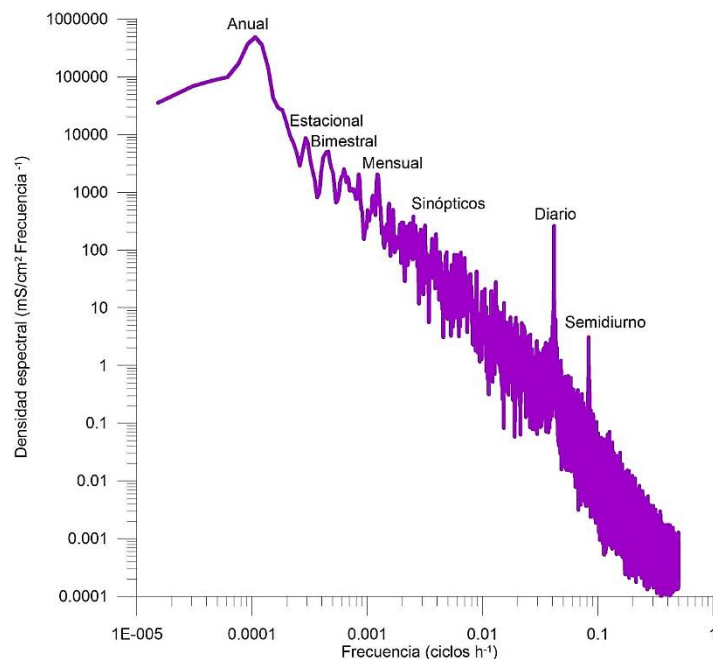


Figura 39. Densidad espectral de la conductividad e identificación de los máximos de energía durante el período de estudio.

3.2.4 Clorofila a

La clorofila también fluctuó ampliamente a lo largo del período de estudio. Esta presentó un valor medio de $6,4 \pm 4,7 \mu\text{g L}^{-1}$, registrándose un valor mínimo de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ en octubre del 2013 y un valor máximo de $35 \mu\text{g L}^{-1}$ en agosto del mismo año. A su vez tuvo un claro patrón estacional con los valores los máximos en los meses fríos, disminuyendo hacia los meses cálidos (Figura 40). Al aplicar la TRF, la serie mostró máximos en las frecuencias interanual, anual, estacional, y mensual (Figura 41). También se encontraron máximos a escala sinóptica, diaria, semidiurna, 8, 6 y 5 horas.

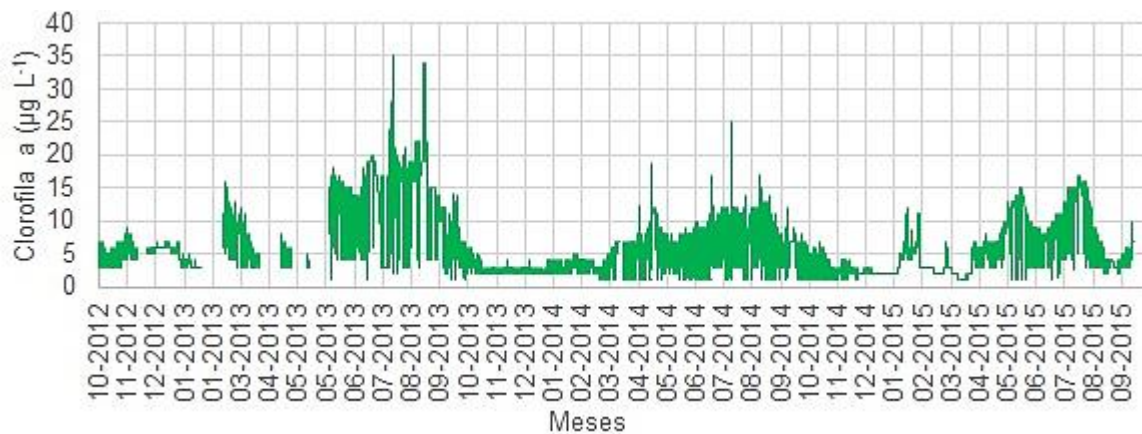


Figura 40. Concentración de clorofila en la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

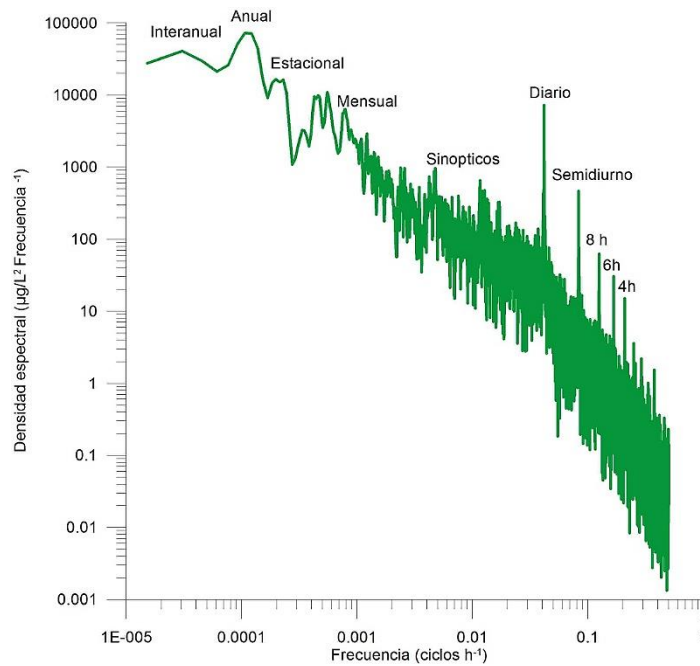


Figura 41. Densidad espectral de la clorofila *a* e identificación de los máximos de energía en la laguna La Salada durante el período de estudio.

3.2.5 Oxígeno disuelto

El OD mostró importantes fluctuaciones a lo largo del período de estudio. Se registraron valores máximos de saturación en 130 % y mínimos de 60 % de manera recurrente a lo largo del período de estudio. El valor medio fue $96,4 \pm 17,1$ %. El análisis de los valores medios diarios, no detectó un patrón estacional claro a lo largo del período de estudio (Figura 42). Se observaron variaciones importantes a escala interanual, anual, mensual, sinóptica, diaria, semidiurna y a escala horaria cada 8, 4 y 2 horas (Figura 43) utilizando el análisis espectral.

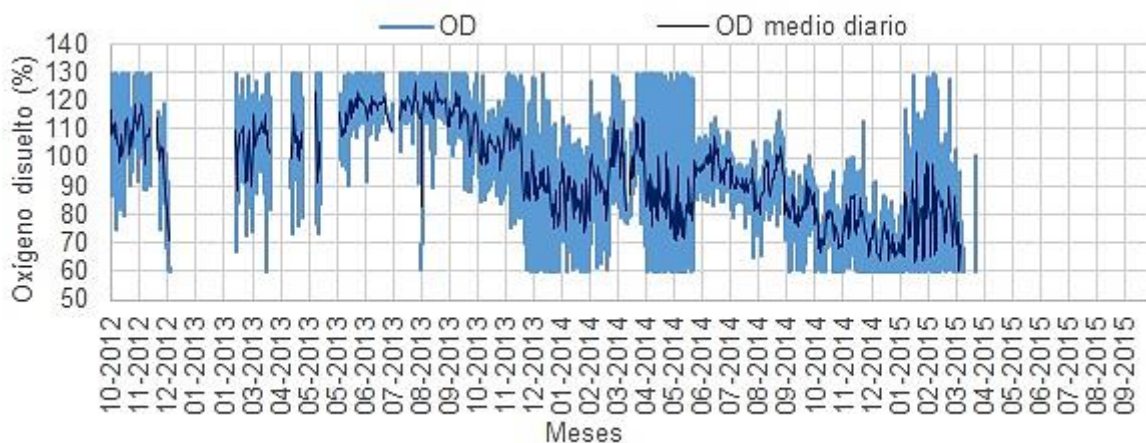


Figura 42. Valores de la concentración de oxígeno disuelto cada 10 minutos y un día en la laguna La Salada durante el período de estudio. Las discontinuidades corresponden a períodos de calibración o falla del sensor.

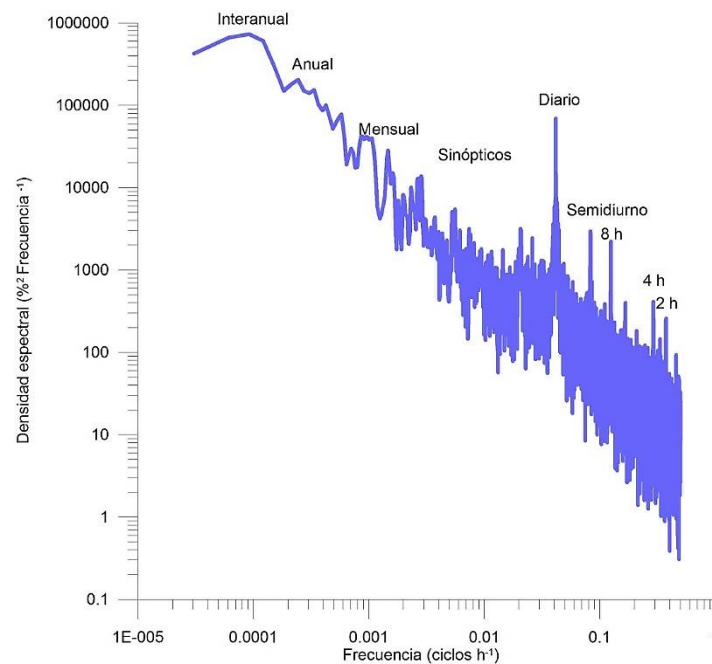


Figura 43. Densidad espectral del oxígeno disuelto e identificación de los máximos de energía en la laguna La Salada durante el período de estudio.

3.3 Eventos de brisa

Los resultados obtenidos con la TRF mostraron máximos en la velocidad del viento, temperatura del aire, HR, temperatura del agua y OD en las mismas frecuencias horarias. Para encontrar una explicación a esta coincidencia de máximos horarios de densidad espectral se analizaron las series de la dirección y velocidad del viento en conjunto con los mapas sinópticos del SMN que indicaban la circulación regional de la zona de estudio. A partir del análisis de los datos de alta frecuencia se observó en reiteradas ocasiones y en las diferentes estaciones del año una circulación que no se correspondía con la circulación regional. Se trata de una circulación local (eventos de brisa) de corta duración generada por la diferencia de temperatura entre el agua de la laguna y el continente. En cada evento se observó un cambio importante en la dirección del viento, con una consecuente disminución de su velocidad, una disminución de la temperatura del aire y un aumento de la HR. También se observó una disminución del OD y de la temperatura del agua. La mayor parte de los eventos se registraron durante las horas nocturnas. A continuación, se describen en detalle

eventos de brisa seleccionados para las distintas estaciones del año 2013 en conjunto con los mapas sinópticos correspondientes a cada día de estudio.

3.3.1 Verano

El 8 de marzo de 2013 el cielo estaba despejado y sin nubes luego del pasaje de un frente el día anterior. La velocidad predominante del viento era en dirección WSW (Figura 44). El evento de brisa ocurrió durante la tarde (14 hs). La dirección del viento cambió al SE, simultáneamente disminuyó la velocidad del viento (Figura 45a) de 63 km h^{-1} a 19 km h^{-1} , con una consecuente disminución en la temperatura del aire de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ y aumento la HR del 40 % a 86 % (Figuras 44b). A su vez se observó una disminución de $0,2 \text{ }^\circ\text{C}$ en la temperatura del agua, mientras que el OD disminuyó de 119 % a 110 % (Figura 45c).

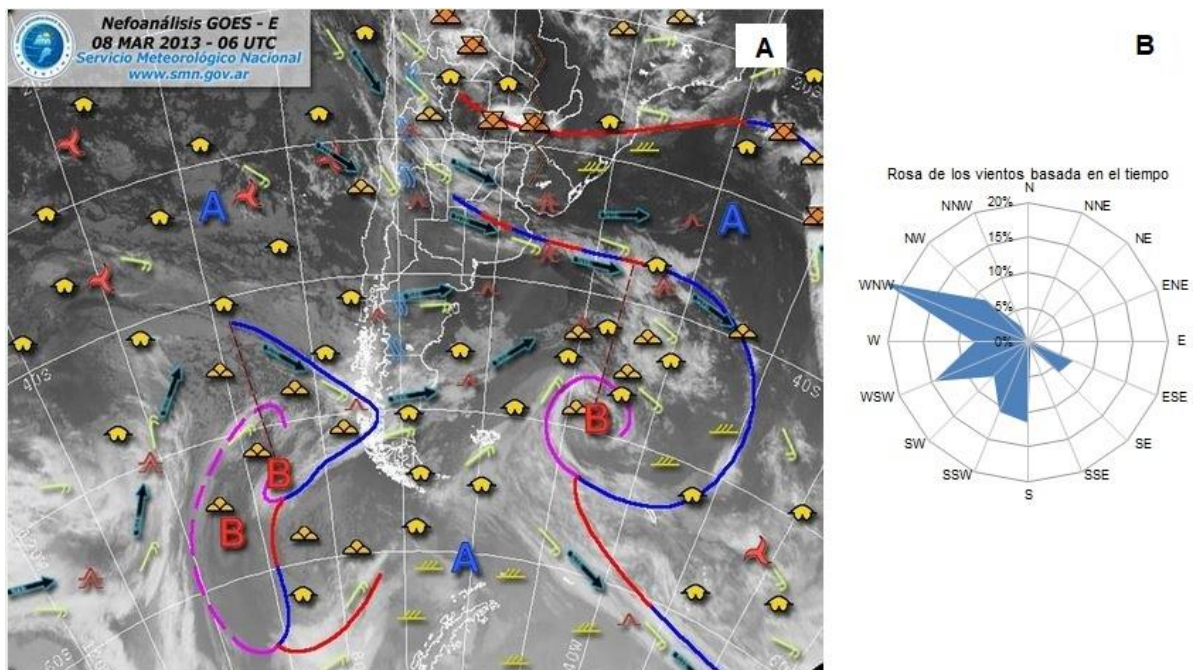


Figura 44. A: Mapa sinóptico del día 08 de marzo de 2013 y B: rosa de los vientos correspondiente al mismo día. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional

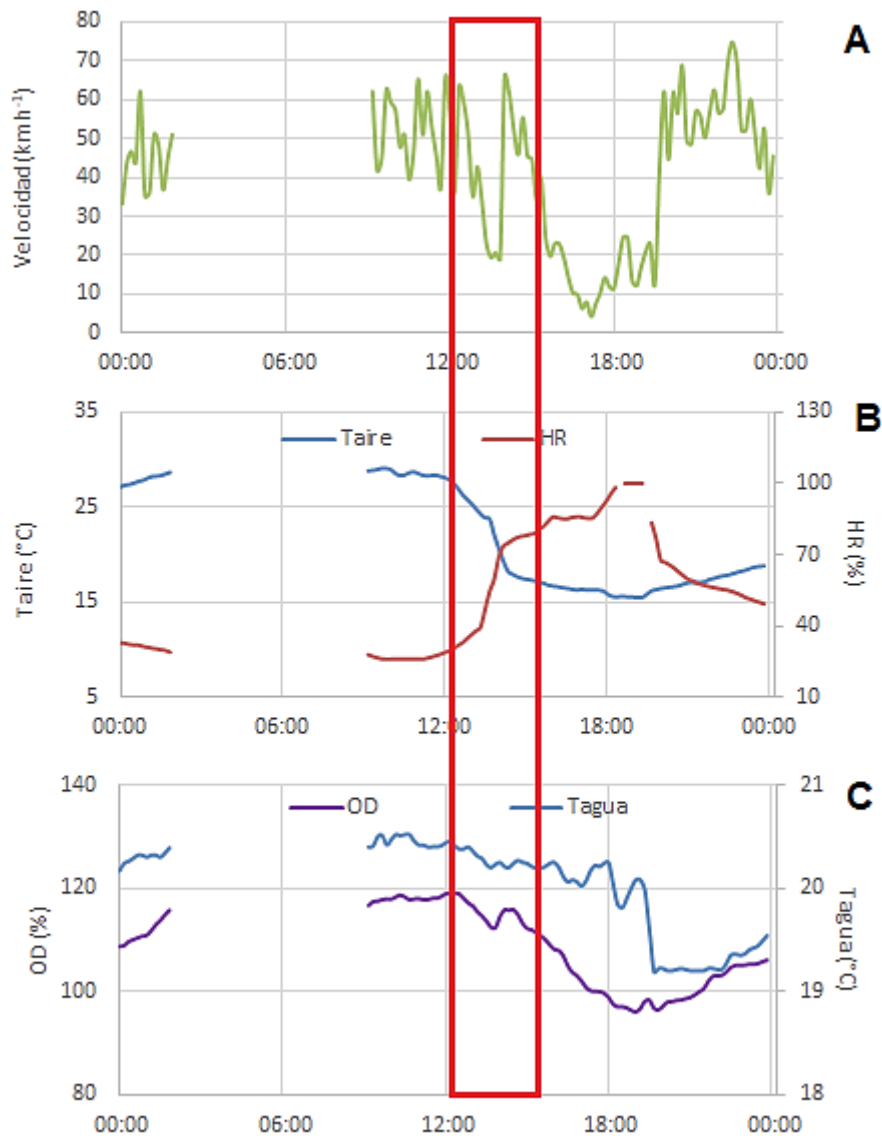


Figura 45. Mediciones correspondientes al 08 de marzo en la laguna **A:** Velocidad del viento; **B:** Temperatura del aire y HR y **C:** Temperatura en la superficie del agua y OD.

3.3.2 Otoño

En el otoño se observaron también varios eventos de brisa, entre ellos el del día 22 de abril de 2013, con una dirección del viento predominante NNW (Figura 46) y cielo despejado. El evento de brisa ocurrió durante las primeras horas de la madrugada cuando la dirección del viento cambio hacia el NNE, observándose una disminución de 24 km h^{-1} a 12 km h^{-1} en la velocidad del viento (Figura 47 a), y una caída de $7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ en la temperatura del aire y aumento en la HR de 60 % a 100 % (Figuras

47 b). En este caso se observó también una disminución simultánea en la temperatura del agua y en el OD que se redujo de 116 % a 92 % (Figura 47 c).

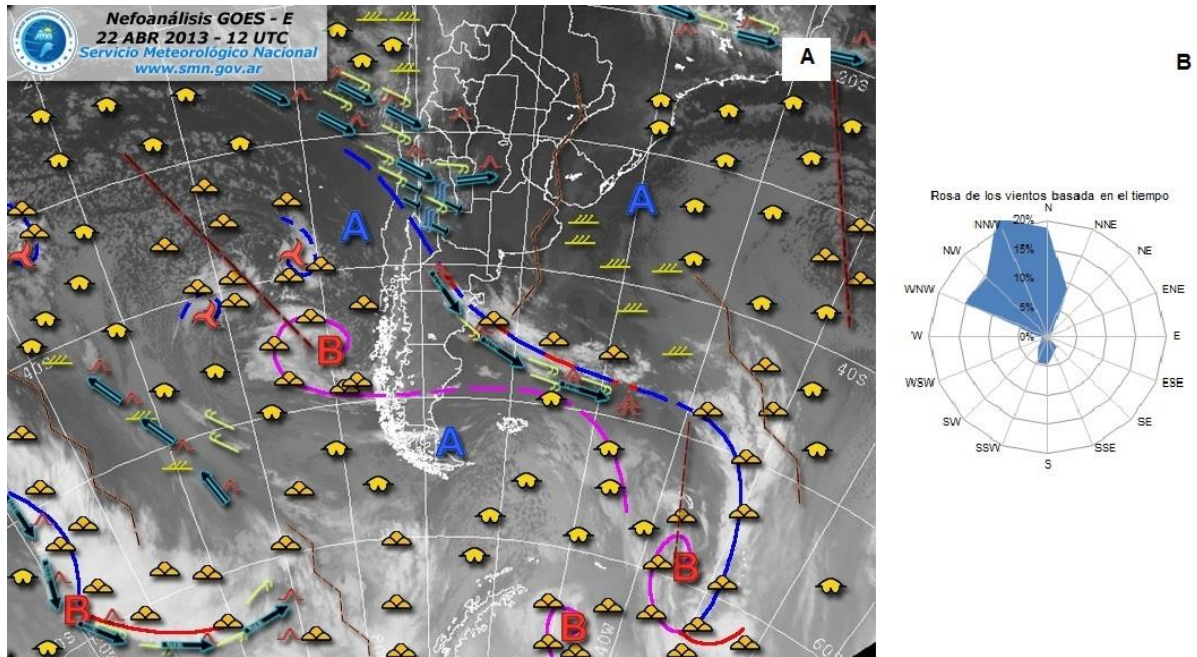


Figura 46. A: Mapa sinóptico del día 22 de abril de 2013 y **B:** rosa de los vientos correspondiente al mismo día. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional

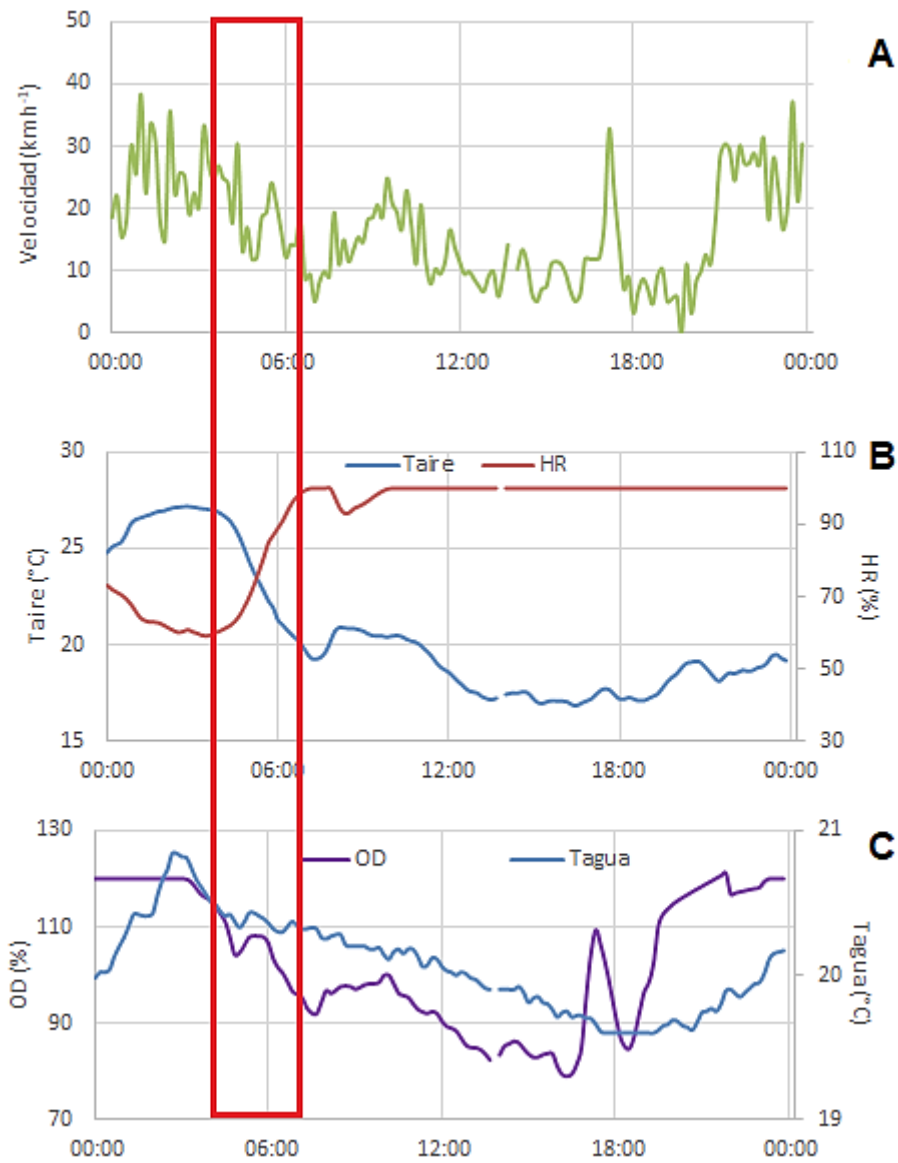


Figura 47. Mediciones del día 22 de abril de las variables **A:** Velocidad del viento; **B:** Temperatura del aire y HR y **C:** Temperatura en superficie del agua y OD.

3.3.3 Invierno

En el invierno se detectaron menos eventos de brisa. Se describe el observado el día 7 de julio. La dirección predominante del viento era WNW (Figura 48) y luego durante el evento de brisa cambió en dirección NW en las primeras horas de la madrugada. Se observó como en los casos anteriores una disminución repentina en la velocidad del viento de 38 km h^{-1} a 7 km h^{-1} (Figura 49 a), una disminución de $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ en la temperatura del aire y el aumento en la HR de 84 % a 100 % (Figuras 49 b). Paralelamente, se observó una disminución de la temperatura del agua y del 9 % en el OD (Figura 49 c).

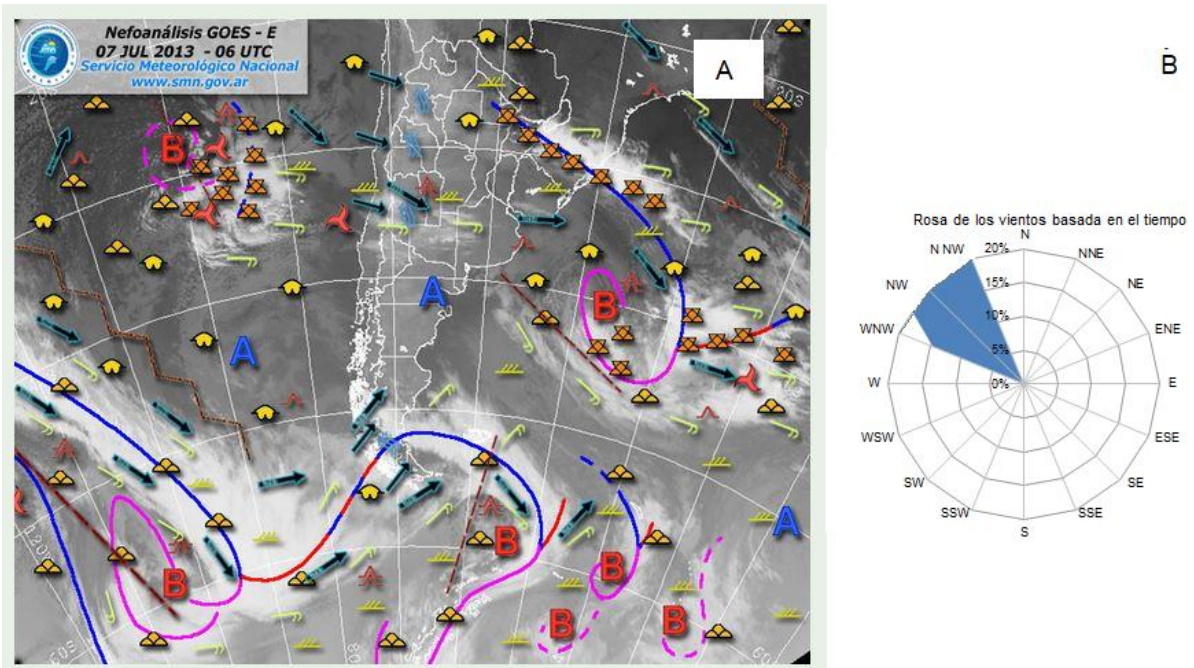


Figura 48. A: Mapa sinóptico del día 07 de julio de 2013 y **B:** rosa de los vientos correspondiente al mismo día. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional

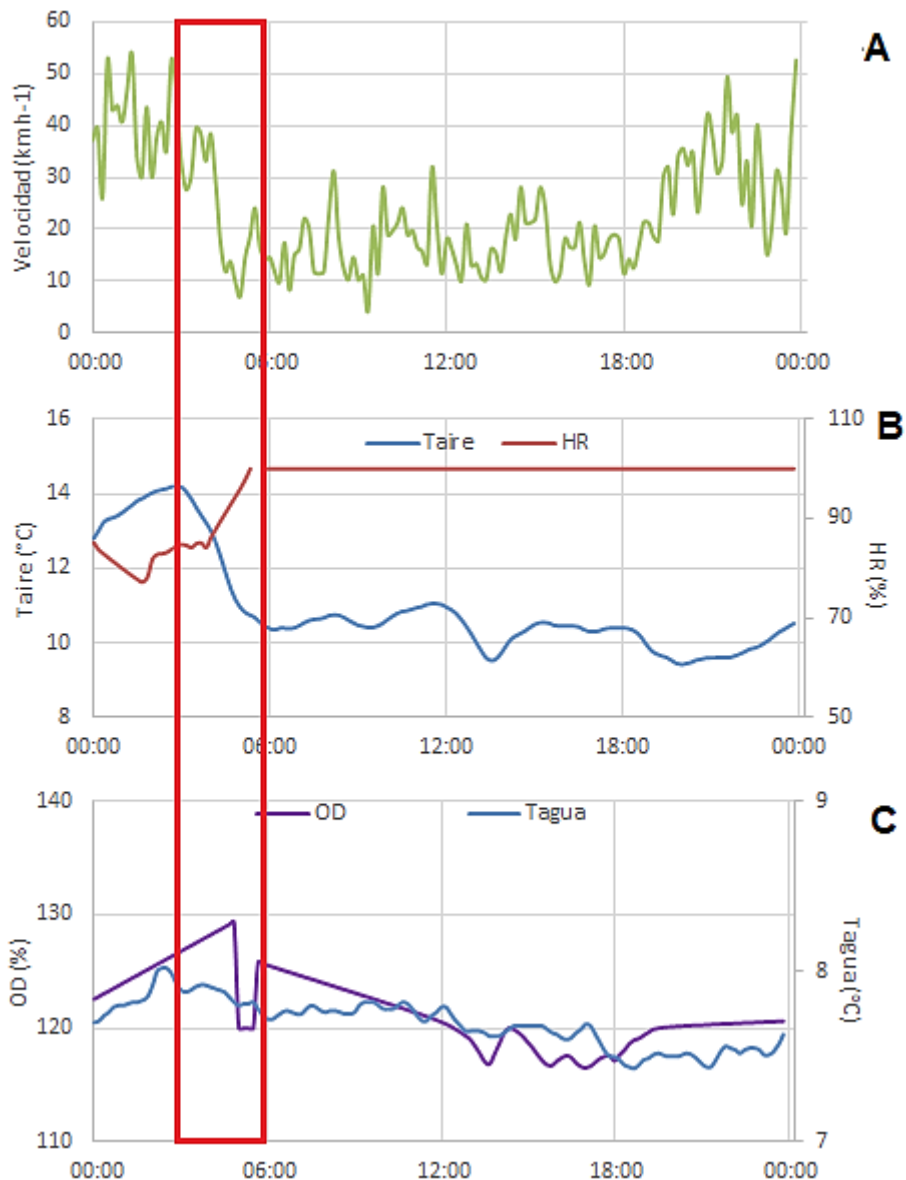


Figura 49. Mediciones del día 7 de julio de las variables **A:** Velocidad del viento; **B:** Temperatura del aire y HR y **C:** Temperatura superficial del agua y OD.

3.3.4 Primavera

En la primavera del 2013 se detectaron varios eventos de brisa a diferencia del invierno en que fueron escasos. Uno de ellos, se detectó el 27 de octubre de 2013y ocurrió en las primeras horas de la madrugada (Figura 50). La dirección predominante del viento era WNW y luego viró en dirección ENE. Se observó una disminución significativa de la velocidad del viento de 40 km h^{-1} (Figura 51 a), una disminución de 7°C en la temperatura del aire y el aumento en la HR hasta valores de 100 % (Figuras 51 b). A diferencia de los casos anteriores la temperatura del agua sufrió un leve aumento de $0,22^{\circ}\text{C}$ y luego disminuyó hasta los $17,7^{\circ}\text{C}$. Por último, la concentración

de OD disminuyó en un 3 % para luego aumentar hasta un valor del 124 % (Figura 51 c).

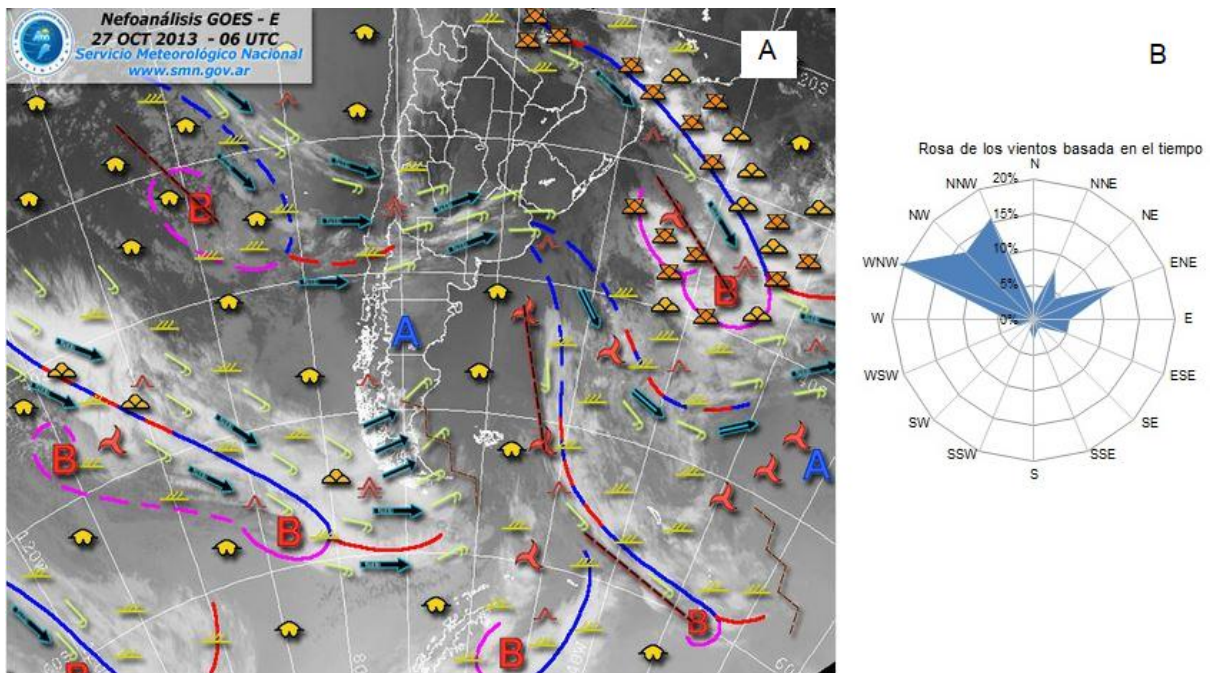


Figura 50. A: Mapa sinóptico del día 27 de octubre de 2013 y **B:** rosa de los vientos correspondiente al mismo día. Fuente: Servicio Meteorológico Nacional

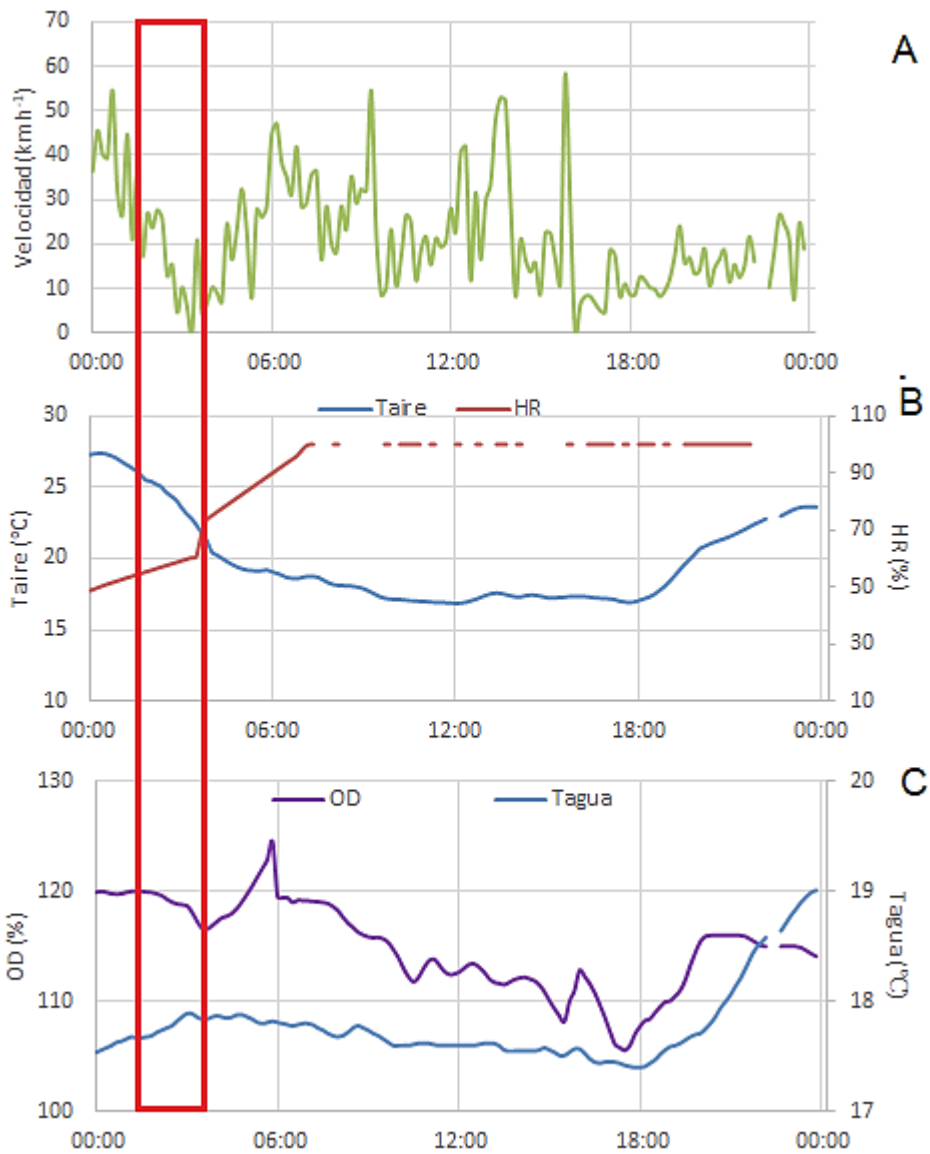


Figura 51. Mediciones del día 27 de octubre de 2013 de las variables **A:** Velocidad del viento; **B:** Temperatura del aire y HR y **C:** Temperatura del agua superficial y OD.

3.4 Relación entre parámetros climáticos y limnológicos

A continuación se detallan los resultados de los análisis estadísticos realizados a fin de identificar las principales variables involucradas en los procesos físico-biológicos en la laguna.

3.4.1 Correlación de Spearman

Las variables limnológicas y meteorológicas estuvieron altamente correlacionadas. Naturalmente, la temperatura del agua se correlacionó de manera positiva con la temperatura del fondo de la laguna y del aire ($r = 0,959$ y $r = 0,858$, p

< 0,01, respectivamente). Por otro lado, las tres temperaturas presentaron una correlación positiva con la conductividad y negativa con la concentración de clorofila *a* y el OD. A su vez, la clorofila *a* se correlacionó positivamente con el OD ($r = 0,519$, $p < 0,01$) y de manera negativa con la conductividad ($r = - 0,505$, $p < 0,01$). Por último, la conductividad y el nivel del agua estuvieron moderadamente correlacionados de manera negativa ($r = - 0,467$, $p < 0,01$).

3.4.2 Análisis de componentes principales (ACP)

Para el cálculo del ACP se utilizaron los valores medios mensuales. Las dos primeras componentes explicaron el 75,59 % de la varianza. El primer componente principal (CP1) se correlacionó significativamente con la temperatura del agua y aire, la conductividad, la velocidad y dirección del viento y la Cl *a*. El segundo componente (CP2) se correlacionó significativamente con el OD y con el nivel del agua de la laguna. En la tabla 5 se muestran los valores de las correlaciones de las variables estudiadas con las dos primeras componentes. Respecto del CP1 se obtuvo un claro ordenamiento de las muestras en relación a la estacionalidad y a la concentración de Cl *a*. En los cuadrantes I y III se encontraron las muestras correspondientes a los meses de otoño-invierno las cuales presentaron elevadas concentraciones de Cl *a* y en los cuadrantes II y IV las muestras correspondientes a los meses de primavera-verano, las cuales presentaron los valores más bajos de Cl *a* (Figura 52). Por otro lado se observó una clara separación de las muestras en relación al CP2, quedando los años secos en los cuadrantes I y II (2012 y 2013) y los años húmedos (2014 y 2015) en los cuadrantes III y IV.

Tabla 5. Análisis de componentes principales: correlaciones entre las variables estudiadas y los dos primeros componentes. Los valores en negrita corresponden a las correlaciones más importantes con cada eje.

Variables	Componentes	
	CP1	CP2
Temp aire	0,950	-0,070
HR	-0,645	-0,586
Veloc viento	0,707	0,285
Dirección	-0,745	-0,174
Temp agua	0,947	-0,039
Conductividad	0,903	0,124
Nivel	-0,231	-0,702
Clorofila a	-0,748	0,482
OD	-0,203	0,856
Temp fondo	0,850	-0,406

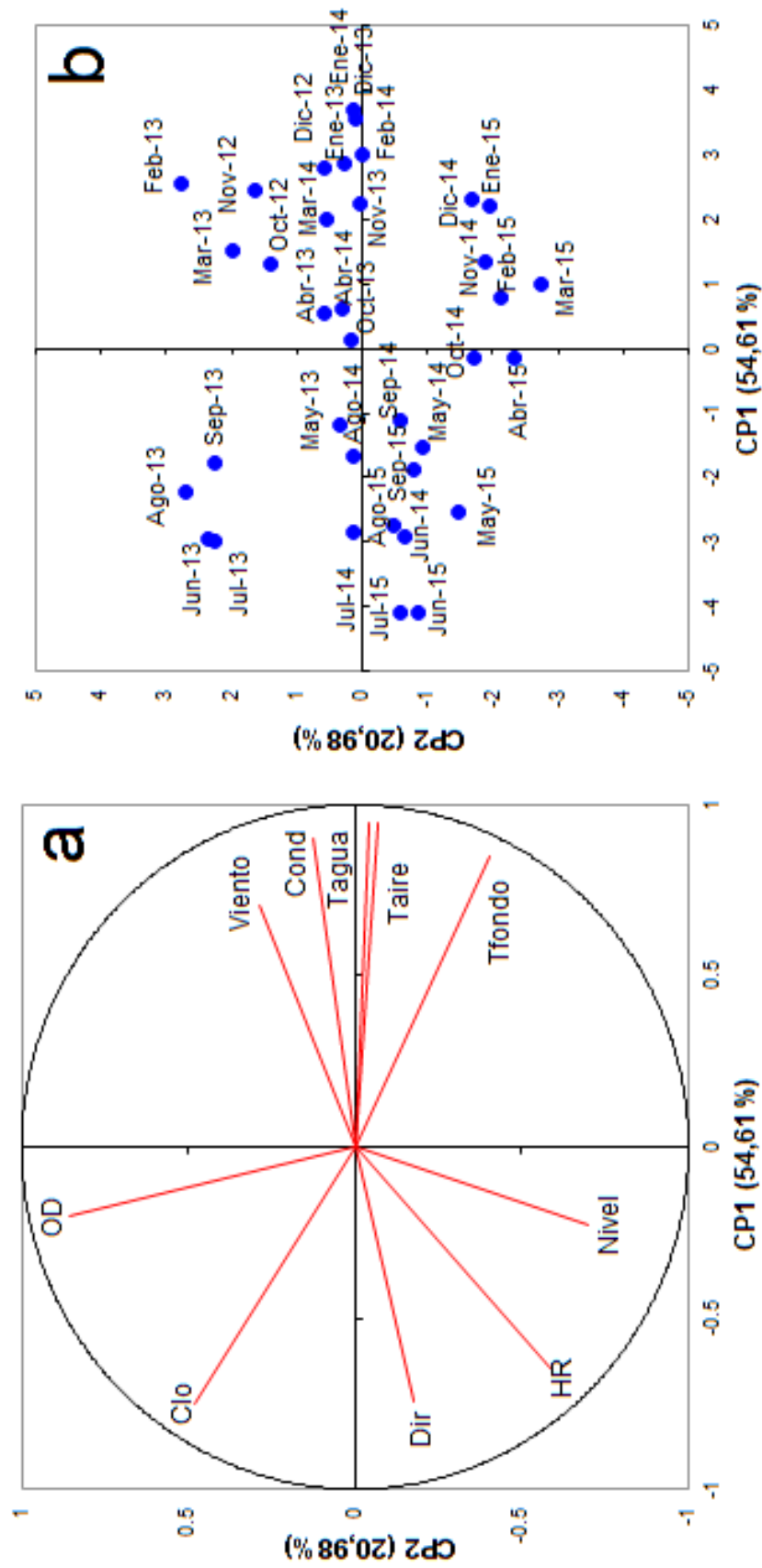


Figura 52. Representación bidimensional del análisis de componentes principales en el espacio de los dos primeros componentes (CP1 y CP2) **a:** variables **b:** fechas de muestreo

3.4.3 Análisis de regresión lineal múltiple

A continuación se detallan los resultados del análisis de regresión a partir de las medias diarias para las principales variables limnológicas medidas en alta frecuencia en la laguna. A fines prácticos la velocidad del viento se expresó en m s^{-1} y la concentración de oxígeno en mg L^{-1} .

a) Temperatura del agua

A partir del análisis de regresión lineal múltiple se obtuvo que la temperatura del agua (T_w) está relacionada de manera altamente significativa con la temperatura del aire (T_a) y el nivel del agua de la laguna (WL). El modelo explicó un 74,3% de la variabilidad ($p < 0.001$). La temperatura del agua quedó explicada por la siguiente fórmula:

$$T_w = 5,02 + 0,85T_a - 1,32 WL \quad (5)$$

b) Clorofila *a*

La concentración de clorofila *a* ($Cl\ a$) se encontró descripta de manera altamente significativa por las variables WL , T_w , la conductividad (CE) y la velocidad del viento (W). El modelo explicó un 42,1% de la variabilidad en la concentración de clorofila *a* ($p < 0,001$), quedando descripta por la siguiente formula:

$$Cl\ a = 36,4 - 6,6WL - 0,3CE + 0,14W - 0,16T_w \quad (6)$$

c) Oxígeno disuelto

A partir del análisis de regresión lineal múltiple se obtuvo que la concentración de OD está descripta de manera altamente significativa por la $Cl\ a$, WL , CE y T_w . El modelo explicó un 68,8% de la variabilidad ($p < 0.001$). La concentración de oxígeno disuelto se encuentra descripta entonces por la siguiente fórmula:

$$OD = 24,5 + 0,13Cl\ a - 3,9WL - 0,26CE + 0,1T_w \quad (7)$$

d) Conductividad

La conductividad del agua se relacionó significativamente con el WL . El modelo lineal simple explicó un 33% de la variabilidad en la conductividad del agua ($p < 0,001$), quedando descripta por la siguiente formula:

$$CE = 81,1 - 15,58WL$$

(8)

4 DISCUSIÓN

Los patrones registrados mediante el monitoreo de alta frecuencia coincidieron con los obtenidos a través de las mediciones de baja frecuencia (Capítulo 2). La velocidad del viento presentó los valores máximos en primavera (Aliaga *et al.*, 2017) alcanzando ráfagas de 110 km h^{-1} . La dirección predominante del viento fue WNW, mientras que los vientos más fuertes fueron del SSE, coincidiendo con registros previos en el extremo sur de la Región Pampeana (Aliaga *et al.*, 2017). La temperatura del aire presentó una variación estacional típica, con valores mínimos en invierno y máximos en verano. Los valores medios de temperatura se encontraron dentro de los valores esperados para la región (Scian, 2000; Aliaga *et al.*, 2017). El aire sobre la superficie lagunar fue húmedo debido a la evaporación constante en la laguna. Se observaron variaciones importantes a escala interanual en la temperatura del aire y HR, lo cual coincide con las anomalías encontradas a partir de las mediciones de temperatura (Capítulo 2), las cuales remarcaron diferencias importantes entre los años de estudio como resultado de la variabilidad climática típica de la región (Aliaga *et al.*, 2017).

Por otro lado, el análisis de Fourier mostró señales de variaciones con frecuencias entre 8 y 4 horas en la temperatura del aire y 6 horas en la HR. Las mismas coincidieron con las variaciones de la velocidad del viento. Al analizar en detalle los valores de alta frecuencia de las variables, se registraron eventos diarios reiterados de unas pocas horas de duración caracterizados por el cambio en la dirección del viento, la disminución de su velocidad y de la temperatura del aire y un aumento en la HR, definido como un evento de brisa (Laird y Kristovich, 2001; Zumpfe y Horel, 2007). Estos eventos son comunes en lagos y lagunas de zonas áridas (Segal *et al.*, 1997; Shen, 1998). Esto podría explicar los máximos observados en los espectros del análisis de Fourier a escala horaria (8, 6 y 4 horas) y en las variables estudiadas durante el período de estudio. A su vez, durante estos eventos se observó una disminución en la temperatura del agua y un aumento en las concentraciones de OD. Otros estudios en lagunas someras que relacionan el viento con variables físico-químicas, han reportado aumentos en la concentración de sedimentos en suspensión

y nutrientes (Qin *et al.* 2007; Zhu *et al.* 2007; Tammeorg *et al.*, 2013). Sin embargo, los estudios sobre el efecto del viento sobre variables como la temperatura del agua y el OD son escasos. Valdez Hilguín (1994) encontró cambios en la concentración de OD con una frecuencia de 3 a 7 días en una laguna hipersalina del Golfo de California debidos a eventos de viento. Por otro lado, Zhou *et al.* (2015) en un ensayo de laboratorio de 15 días registró la disminución de la temperatura del agua, de la concentración de OD y de la conductividad y un aumento en la concentración de nutrientes provocados por el aumento de la turbulencia por efecto del viento.

En este estudio se observó que la acción del viento provoca la mezcla continua del agua lagunar. Los eventos de circulación local de corta duración, en los que la velocidad del viento disminuye de manera significativa, provocan una caída en el OD dada por la disminución del intercambio atmósfera-agua. Por otro lado, los cambios observados en la temperatura del agua, se relacionaron estrechamente con los cambios en la temperatura del aire, coincidiendo los resultados del análisis de correlación y regresión. Por lo tanto, los resultados aquí expuestos resaltan la importancia de las mediciones de alta frecuencia, las cuales permiten detectar procesos a escalas no accesibles mediante las mediciones tradicionales mensuales, además de permitir la identificación de procesos importantes de interacción agua-atmósfera a escalas temporales distintas de las tradicionales (mensual, anual). Queda en evidencia que el viento juega un papel preponderante en la distribución del calor en los sistemas lénticos y someros, provocando cambios importantes tanto en sus propiedades físicas como químicas.

Por otro lado, el nivel del agua fue altamente fluctuante durante el período de estudio influyendo sobre muchas de las variables limnológicas analizadas. A partir de los resultados obtenidos con la TRF se identificaron variaciones significativas en escala interanual, anual y diaria. Las fluctuaciones anuales del nivel de la laguna se deben a decisiones municipales de manejo lagunar y a las diferencias en el caudal de agua enviado entre los distintos años de estudio para satisfacer las actividades turísticas de la comunidad (la pesca deportiva, natación, windsurf, etc). En períodos de inundaciones, las compuertas no se abren.

Las variaciones diarias del nivel del agua se deben en parte por la evaporación producto de los cambios en la temperatura (Díaz y Colasurdo, 2008). Una de las variables más afectadas por estas fluctuaciones fue la conductividad la cual se correlacionó negativamente con el nivel del agua, reflejando una clara influencia del

manejo lagunar. La conductividad fue elevada durante todo el período de estudio, alcanzando valores de hasta 70 mS cm^{-1} , mayores a los encontrados a partir de las mediciones mensuales, las cuales no superaron los 60 mS cm^{-1} y superando ampliamente los valores registrados para lagunas salinas de la Región Pampeana tanto arreas (Echaniz *et al.*, 2008, 2012, 2013) como endorreicas (Bersain *et al.*, 2015) y exorreicas (Ferrer *et al.*, 2011; Colautti *et al.*, 2015), con la excepción de las grandes lagunas endorreicas hipersalinas Mar Chiquita (Córdoba) y Epecuén (Buenos Aires) (Fermani *et al.*, 2015; Pilati *et al.*, 2016).

La temperatura del agua estuvo correlacionada positivamente con la temperatura del aire y la temperatura del agua de fondo. A su vez, su comportamiento presentó los ciclos esperados (anual, estacional, sinóptico, diario y semidiurno). Las lagunas someras son consideradas centinelas del cambio climático debido a su respuesta rápida a la variabilidad climática por su gran relación superficie/profundidad (Williamson *et al.*, 2008; Bohn *et al.*, 2016), lo cual coincide con los resultados encontrados para las distintas variables.

La concentración de oxígeno fue elevada durante el período de estudio, disminuyendo hacia los meses cálidos, lo cual se corresponde con la relación negativa hallada con la temperatura del agua y del aire. A su vez su variabilidad se encontró explicada por las variaciones en la conductividad, nivel del agua y concentración de Cl a . El efecto negativo del nivel del agua, puede explicarse debido a que los meses donde el nivel del agua fue menor, presentaron un mayor ingreso de agua dulce, provocando un recambio importante del agua y a su vez aportando oxígeno a la laguna. Al contrario, los años con mayor nivel del agua, presentaron una menor concentración debido al menor ingreso de agua en la laguna. Por otro lado la Cl a regularía también en parte la concentración de oxígeno disuelto, ya que esta resulta del balance entre la respiración y la fotosíntesis. Ambas variables presentaron la misma dinámica con máximos en los meses fríos. Los valores de Cl a hallados durante el período de estudio alcanzaron los $35 \mu\text{g L}^{-1}$ en octubre de 2013, superando los valores obtenidos mediante las mediciones mensuales. Estos valores elevados respecto de los observados durante el resto del período de estudio, se deberían al importante ingreso de agua registrado durante ese período, y al sucesivo aumento en la concentración de nutrientes, aumentando así la producción fitoplanctónica y la concentración de Cl a . Las lagunas pampeanas se sitúan en fértiles drenajes que naturalmente les aportan grandes cargas de nutrientes y dónde la acción humana ha

incrementado sustancialmente esas cargas (Diovisalvi *et al.*, 2015a). La biomasa fitoplanctónica está fuertemente relacionada con las concentraciones totales de nutrientes en la columna de agua respondiendo de manera positiva a los aumentos en las cargas de los mismos (Izaguirre *et al.*, 2015). De todas maneras, en la laguna La Salada, los valores de la biomasa fitoplanctónica son bajos comparados con otras lagunas pampeanas (Fermani *et al.*, 2013; Izaguirre *et al.*, 2015), aunque se encuentran en los rangos hallados en otras lagunas salinas y alcalinas (Waker y Robarts, 1995; Evans y Prepas, 1997; Koppryo *et al.*, 2014; Del Ponti *et al.*, 2015). Las mayores concentraciones de Cl *a* se registraron también en los meses de otoño-invierno para todo el período de estudio al igual que en las mediciones mensuales. Por otro lado, las mediciones de alta frecuencia permitieron observar fluctuaciones cada 8, 6 y 4 horas en los valores de Cl *a*, los cuales estarían asociados a los eventos de brisa lagunar mencionado anteriormente. Estudios previos han encontrado variaciones la concentración de clorofila *a* inducida por la acción del viento, dependiendo de la tendencia de las especies fitoplanctónicas a flotar o hundirse (Reynolds 1984; Webster, 1990; Peeters *et al.*, 2007; Moreno-Ostos *et al.*, 2007). Las mediciones de Cl *a* mostraron además un claro patrón de aumento hacia la noche y disminución durante el transcurso del día. Esto se debe al efecto de fotoinhibición de la señal de Cl *a*, un problema común cuando se utilizan sensores que miden por fluorescencia. Cuando la fluorescencia medida se reduce al mediodía en respuesta a la elevada luz solar, esta sólo indica la reducción del potencial fotosintético en lugar de una reducción real de la biomasa (Roesler, 2011). Esto explicaría también las variaciones horarias en la concentración de Cl *a* encontradas a partir de la TRF. Por otro lado los resultados del análisis de regresión sugieren que las variaciones en la concentración de Cl *a* estarían explicadas por la temperatura, la conductividad, el nivel del agua y la velocidad del viento. Otros estudios arrojaron también relaciones entre la Cl *a*, la temperatura y velocidad del viento, encontrando variaciones en las concentraciones de Cl *a* cada 24 y 12 horas (Bresciani *et al.*, 2013). La conductividad por su parte podría afectar las concentraciones de Cl *a* al restringirla presencia de especies que no toleran ciertas condiciones de salinidad y al modificar la disponibilidad de nutrientes.

En conclusión, a partir de los resultados obtenidos, se destaca que las diferentes decisiones de manejo en conjunto con la estacionalidad marcada, modelaron la dinámica de las variables limnológicas en la laguna La Salada durante

el período de estudio. A su vez, se detectaron procesos importantes de interacción agua-atmosfera a menor escala horaria, como es el caso de una circulación local denominada brisa lagunar. Las variaciones observadas en los valores de las concentraciones de Cl^- y OD por efecto del manejo y eventos de brisa, serían imposibles de verificar con muestreos mensuales tradicionales de baja frecuencia. Es por esto que los datos de alta frecuencia aportan una valiosa información valiosa para evaluar el funcionamiento y dinámica de una laguna.

CAPÍTULO 4

METABOLISMO ECOSISTÉMICO

1 INTRODUCCIÓN

Los estudios de metabolismo ecosistémico basados en mediciones de alta frecuencia de la concentración de oxígeno disuelto (OD), son cada vez más numerosos y ampliamente aceptados como un método para examinar los sistemas acuáticos (Cole *et al.*, 2000; Gelda y Effler, 2002; López-Archilla *et al.*, 2004; Lauster *et al.*, 2006; Staher y Sand-Jensen, 2007; Laas *et al.*, 2012). El monitoreo continuo de los cambios diurnos en la concentración de OD nos permite estimar la dinámica temporal de la productividad primaria bruta (PPB), la respiración ecosistémica (R) y del balance entre ambas denominado como productividad ecosistémica neta (PEN). Esta provee información relevante en relación al ciclo del carbono (Laas *et al.*, 2012; Solomon *et al.*, 2013). La PPB y la R son los principales medios a partir de los cuales la materia orgánica es producida y degradada. Así, el metabolismo ecosistémico es una medida de la actividad global de un ecosistema, integrando los procesos biogeoquímicos y tróficos que ocurren en el mismo y determinando su eficiencia para procesar los recursos (Whittaker *et al.*, 1975).

Odum (1956) fue el primero en proponer a la PEN como una medida del estado trófico de un ecosistema. El mismo puede ser clasificado en uno de dos posibles estados. Cuando $PPB/R > 1$ o $PEN > 0$, el sistema es clasificado como netamente autotrófico lo que significa que puede producir y exportar material orgánico y/o acumularlo dentro del ecosistema. Cuando $PPB/R < 1$ o $PEN < 0$, se lo clasifica como netamente heterotrófico, lo cual implica que la R es subsidiada con material alóctono importado desde afuera de los límites de la laguna (Cole *et al.*, 2000).

Los cambios en las tasas de PPB, R y PEN que se observan a lo largo del tiempo y entre distintos cuerpos de agua, son el resultado de la combinación de varios factores. El suministro de material orgánico alóctono proveniente de los alrededores y su subsecuente degradación resulta en valores negativos de PEN (Sand-Jensen y Staehr, 2007, 2009). También, los cambios en la concentración de fósforo total (PT), Cl a y carbono orgánico disuelto (COD) se reflejan en cambios a largo plazo en el

metabolismo ecosistémico (Sand-Jensen y Staehr, 2007, 2009). Los lagos autotróficos se caracterizan por presentar altas concentraciones de PT, Cl a y bajas concentraciones de COD, mientras que los lagos heterotróficos presentan bajas concentraciones de PT, Cl a y altas de COD (Hanson *et al.*, 2003; Sand-Jensen y Staehr, 2007). A su vez, los aumentos en el COD disminuyen la penetración de la luz en la columna de agua, lo cual promueve el desarrollo de condiciones heterotróficas debido a la reducción de la PPB (del Giorgio y Peters, 1994; Scully y Lean, 1994; Morris *et al.*, 1995; Krause-Jensen y Sand- Jensen, 1998; Robarts y Waiser, 1998). Además, la interrelación entre la concentración de los nutrientes y las interacciones tróficas determinan si una laguna actúa como un reservorio o una fuente de emisiones de dióxido de carbono (CO₂) al estimular la PPB (Schindler *et al.*, 1997; Pace y Cole, 2000) y aumentar las tasas de sedimentación (Flanagan *et al.*, 2006). Por otro lado, la variabilidad climática afecta la temperatura del aire y del agua, promoviendo la estratificación de la columna de agua, lo cual a su vez incrementa las diferencias en los niveles de luz, oxígeno, nutrientes entre estratos (Staehr y Sand-Jensen, 2007; Coloso *et al.*, 2011; Laas *et al.*, 2012).

Cerca del 75% de las lagunas salinas están ubicadas en cuencas hidrográficas endorreicas (Meybeck, 1995); por lo tanto, los materiales (ej. nutrientes, material orgánica, sales) recibidos y producidos por estos sistemas permanecen en gran medida dentro de la cuenca, a diferencia de las cuencas exorreicas en las que son exportados río abajo (Jones y Deocampo, 2003). Como resultado, las lagunas salinas se caracterizan por presentar un gran desarrollo de las comunidades biológicas (Hammer, 1981; Melack, 1981; Williams, 1981) que influyen directamente en las tasas de metabolismo ecosistémico. Por otro lado, en los lagos salinos los niveles elevados de pH en combinación con altas concentraciones de COD y sales tienden a retener el fosfato (PO₄), haciéndolo inaccesible para el fitoplancton (Waiser y Robarts, 1995). Es así que para una determinada concentración de PT, la biomasa fitoplanctónica (PPB) es significativamente menor en las lagunas salinas que en lagunas de agua dulce (Campbell y Prepas, 1986; Robarts *et al.*, 1992; Evans y Prepas, 1997). Debido a las numerosas particularidades de las lagunas salinas, su metabolismo ecosistémico se diferenciaría del de ambientes de agua dulce, requiriendo una atención especial.

La hidrología de los sistemas acuáticos es considerada un factor significativo para cualquier proceso en un cuerpo de agua (Wetzel, 2001). Los lagos profundos y someros presentan funcionamientos distintos dependiendo de su morfología (Serruya, 1990; Mitsch y Gosselinsk, 2000). Los lagos someros o lagunas son el tipo de lagos más abundantes del planeta (Downing, 2006; Diovisalvi *et al.*, 2015a). Los de la Región Pampeana son mayoritariamente polimícticos, con una concentración de nutrientes alta, variando de eutróficos a hipertróficos (Quirós y Drago, 1999). Su tiempo de renovación del agua y nivel de salinidad son altamente variables (Quirós *et al.*, 2002; Echaniz *et al.*, 2006) y dependen fuertemente de la precipitación a escala local y regional como así también de los ciclos de evaporación. La reducción en la extensión de las lagunas salinas debido a la variabilidad climática y el uso del agua (Williams, 1999, 2002), afecta el rol de los lagos salinos en el ciclo global del carbono al reducir la superficie de intercambio gaseoso. A su vez, las alteraciones en los patrones de precipitación resulta en climas más húmedos provocando una mayor exportación de COD terrestre hacia los lagos (Freeman *et al.*, 2001) mientras que un tiempo menor de retención del agua dificulta su degradación conduciendo a su acumulación en los cuerpos de agua (Hinton *et al.*, 1997; Schindler *et al.*, 1997; Tranvik y Jansson, 2002). La PPB está altamente influenciada por la latitud, el tamaño del cuerpo de agua, el nivel de aislamiento y la disponibilidad de nutrientes (Tranvik *et al.*, 2009). Estos factores afectan directamente a las comunidades acuáticas y, consecuentemente, al metabolismo ecosistémico (López-Archilla *et al.*, 2004; Laas *et al.*, 2012; Staher *et al.*, 2012).

El objetivo de este capítulo fue determinar la dinámica temporal y la regulación del metabolismo ecosistémico en la laguna La Salada, basándose en las diferencias de los metabolismos ecosistémicos de lagunas salinas y de agua dulce.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación del metabolismo ecosistémico se utilizaron las variables físico-químicas, hidrológicas y climáticas medidas desde septiembre 2012 hasta febrero 2014 en la laguna La Salada. El monitoreo incluyó muestreos mensuales (octubre 2012 a febrero 2014) y de alta frecuencia (septiembre 2012 a febrero 2014) a partir de la boya ubicada en la parte más profunda de la laguna (Figura 1c).

2.1 Muestreos mensuales de las variables físico-químicas y biológicas

A fin de analizar la relación entre las variables físico-químicas y biológicas y el metabolismo ecosistémico se estudiaron los nutrientes (PT, P_{sol}, P_{part}, N_{org}, N_{sol} y N_{part}), seston, Cl_a, TDS y pH medidos en baja frecuencia (Capítulo 2). Para estimar el efecto de las precipitaciones sobre las variables físico-químicas y las tasas metabólicas, se utilizaron datos de precipitación mensual provenientes de la estación meteorológica del INTA- Ascasubi (INTA- Hilario Ascasubi <http://rian.inta.gov.ar/>).

2.2 Estimación del metabolismo ecosistémico

Para la estimación del metabolismo ecosistémico se procedió al análisis de las variables limnológicas y meteorológicas de alta frecuencia medidas desde septiembre del 2012 hasta febrero de 2014 (Capítulo 3). La concentración de OD, Cl_a, temperatura del agua, conductividad y el nivel hidrométrico fueron medidos a 0,5 m de profundidad. Para examinar las posibles diferencias de temperatura en la columna de agua, un sensor de temperatura fue ubicado a 0,1 m del fondo. También la temperatura del aire y la velocidad y dirección del viento fueron obtenidas de la estación meteorológica localizada a 2,10 m de altura en la boya.

La estimación de las tasas de metabolismo ecosistémico se basaron en las ecuaciones propuestas por Odum (1956) y la guía presentada en Staehr *et al.* (2010a). A su vez se realizaron las modificaciones apropiadas para lagunas salinas y con presencia de vientos fuertes durante la mayor parte del tiempo de acuerdo a Ho *et al.* (2006). La PEB por hora (PEB_h) (mmol O₂ m⁻³ h⁻¹) fue calculada como

$$PEB_h = \Delta OD - \frac{F}{z} \quad (9)$$

dónde ΔOD es el cambio en la concentración de OD, F es el intercambio difusivo de gas oxígeno con la atmósfera y z es la profundidad media diaria del agua. Este estudio difiere de aquellos realizados en lagos estratificados ya que utilizamos la profundidad media diaria (z) en vez de la profundidad de mezcla (Alfonso *et al.*, 2015). Esto fue determinado teniendo en cuenta la escasa profundidad de la laguna y su forma de cubeta plana y libre de obstáculos, las cuales junto con la actividad continua del viento, determinan que La Salada sea una laguna polimíctica (Scheffer, 1998; Quirós *et al.*, 2002; Echaniz *et al.*, 2006; Alfonso *et al.*, 2015). F (mmol O₂ m⁻³ h⁻¹) fue calculada de la siguiente manera

$$F = k(OD - OD_{sat}) \quad (10)$$

dónde el OD_{sat} es la concentración de oxígeno en equilibrio con la atmósfera y k es el coeficiente de intercambio de oxígeno a una temperatura dada. Como en la región predominan los vientos fuertes son, el coeficiente k fue calculado a partir del número de Schmidt (S_c) y la velocidad de pistón del gas (k_{660}), con una corrección para ambientes con fuertes vientos, usando un coeficiente de 1/2 en vez de 2/3 (Ho *et al.*, 2006; Alfonso *et al.*, 2015)

$$k = k_{660} \left(\frac{S_c}{660} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (11)$$

A su vez, como el coeficiente de Schmidt depende de la temperatura y salinidad del agua, para evitar errores fue calculado para cada momento usando la ecuación específica para OD de Wanninkhof (1992), y los coeficientes para agua salada (Alfonso *et al.*, 2015).

$$S_c = 1953.4 - 128.0 T + 3.9918 T^2 - 0.046527 T^3 \quad (12)$$

El k_{660} fue estimado a partir de la velocidad de pistón del gas propuesta por Cole y Caraco (1998) como una función de la velocidad del viento a 10 m sobre la superficie de la laguna (U_{10}), pero con una corrección para ambientes con fuertes vientos (Alfonso *et al.*, 2015).

$$k_{660} = (2.07 + 0.215 U_{10}^{1.7})/100 \quad (13)$$

Como la velocidad del viento en la boya fue medida a una altura $h = 2,10$ m sobre la superficie del agua ($U_{2.1}$), U_{10} fue calculado a partir de la relación propuesta por Smith (1985), asumiendo una capa limitante neutralmente estable (Alfonso *et al.*, 2015)

$$U_{10} = a U_{2.1} \quad (14)$$

dónde a es un factor de corrección dado por

$$a = 1.4125h^{-0.15} \quad (15)$$

Para el cálculo de la PPB, R y PEN, la fracción del día con luz solar (*fracción diaria*) fue calculada, en radianes, a partir de los datos de latitud y fecha de las mediciones, de acuerdo a Iqbal (1983). La PEN diaria (PEN_{diurna}), correspondiente a la PEN que ocurre durante la fotosíntesis, fue estimada como la PEN media por hora

que ocurrió entre el amanecer y el atardecer extrapolado para el día completo (Cole *et al.*, 2000; Alfonso *et al.*, 2015)

$$PEN_{diurna} = PEN \text{ media durante el día} \times \text{fracción diaria} \times 24 \text{ h} \quad (16)$$

Para calcular la tasa de respiración (R), se asumió que durante la noche no hay fotosíntesis; por lo tanto, la PPB = 0 y la R nocturna es igual a la PEN durante la noche (Alfonso *et al.*, 2015). También, a fines prácticos, se supuso igualdad entre la R diurna y nocturna (ej. Staehr *et al.*, 2010 a,b; Laas *et al.*, 2012; Alfonso *et al.*, 2015). La tasa de respiración horaria (R_{hr}), derivada de los cambios en la concentración de OD durante la noche fue extrapolada para el período de 24 horas para calcular la respiración durante el día ($R_{día}$). Por lo tanto, la respiración durante el día (amanecer-atardecer) fue calculada a partir de la PEN_{hr} durante la oscuridad (R_{hr}) extrapolada para el día completo (Alfonso *et al.*, 2015)

$$R_{día} = R_{hr} \times 24 \text{ h} \times \text{fracción diaria} \quad (17)$$

$$R_{día} = R_{hr} \times 24 \text{ h} \quad (18)$$

Por último, dado que la PEN durante el día es el resultado del balance entre PPB y $R_{día}$, la PPB es el cambio en la concentración de OD debido a la $PEN_{día}$ en conjunto con la $R_{día}$ (Alfonso *et al.*, 2015)

$$NEP = GPP - R_{día} \quad (19)$$

$$GPP = NEP_{día} + R_{día} \quad (20)$$

Las tasas metabólicas fueron integradas por día. También los valores volumétricos de PPB, R y PEN fueron multiplicados por la z diaria de la laguna para obtener unidades de superficie (m^2) (Alfonso *et al.*, 2015).

2.3 Análisis de los datos

Mediante los coeficientes de correlación de Pearson y Spearman y un análisis de componentes principales (ACP) se analizó la relación entre las diferentes variables mensuales con el software estadístico SPSS y XLSTAT respectivamente. La normalidad fue examinada a partir del test de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1996). Los datos de alta frecuencia fueron analizados espectralmente usando la Transformada Rápida de Fourier a fin de definir la periodicidad de las variables (Bendat y Piersol, 2000; Alfonso *et al.*, 2015). Previamente, la serie de tiempo original con datos cada

10 minutos fue filtrada para un período de 1 hora. También se aplicó un análisis de Wavelets, usando el modelo de Morlet, para definir la ocurrencia de máximos de energía para cada variable considerada (Torrence y Compo, 1998; Alfonso *et al.*, 2015). En todos los casos se empleó un procesamiento de la señal y las herramientas de Wavelet con Matlab®.

3 RESULTADOS

3.1 Parámetros fisicoquímicos y biológicos

Durante el período de estudio, el nivel del agua fluctuó entre 2 y 3 m (Tabla 6, Figura 53a). Debido a la apertura de las compuertas por parte de CORFO se observaron dos ingresos importantes de agua en la laguna (febrero y agosto de 2013) que se vieron claramente reflejados en el nivel del agua. Las precipitaciones fueron moderadas, los valores máximos fueron registrados en diciembre del 2012 (87,0 mm) y en septiembre del 2013 (55,5 mm) (Figura 53b).

Los vientos fueron predominantes del NO, con una velocidad media de 24,7 km h⁻¹, llegando a alcanzar más de 100 km h⁻¹ en agosto del 2013. La temperatura del agua osciló entre 7 °C (julio-2013) y 23,7 °C (diciembre-2013), mostrando una variabilidad estacional clara (Figura 53a). De igual manera, la temperatura del fondo varió entre 8 °C (Julio 2013) y 23.8 °C (diciembre 2013). Ambas estuvieron fuertemente correlacionadas ($r = 0.99$, $p < 0.01$). El pH (Tabla 6) fue alcalino con leves fluctuaciones durante el período de estudio. La conductividad fue elevada (valor medio = 44.7 mS cm⁻¹) y altamente variable, mostrando un notable incremento de invierno a verano (Tabla 6, Figura 53a). A su vez estuvo negativamente correlacionada con el nivel del agua ($r = -0.66$, $p < 0.01$) y positivamente con la temperatura del agua ($r = 0.87$, $p < 0.01$). La salinidad fue elevada (valor medio = 34 g L⁻¹) y fluctuante (Tabla 6). La laguna presentó una elevada transparencia para la mayor parte del período de estudio, con un valor medio de TDS de 1,5 m y una concentración de seston de 36,6 mg L⁻¹ (Tabla 6).

En general, las concentraciones de nutrientes fueron altas y muy variables. El valor medio de PT fue 1,003 µg L⁻¹ (Tabla 6). Las concentraciones de fósforo (PT, P_{sol} y P_{part}) mostraron correlaciones negativas con el pH ($r = -0.693$, $r = -0.63$ and r

= -0.70, respectivamente, $p < 0.05$). El valor medio de Norg fue $0,053 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabla 6). La concentración mensual de Cl a presentó un valor medio de $8,6 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ con valores mínimos en primavera y máximos en invierno (Tabla 6). A su vez, correlacionó positivamente con la concentración de PT ($r = 0.74$, $p < 0.05$) y negativamente con las horas de luz ($r = -0.63$, $p < 0.05$) y la temperatura del agua ($r = -0.72$, $p < 0.01$). Las mediciones de Cl a de alta frecuencia fueron similares ($r = 0.63$, $p < 0.05$), con un valor medio de $6,8 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ fluctuando entre $2,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (enero 2014) y $17,9 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (septiembre 2012). También, se encontraron correlaciones significativas similares a las de la Cl a a escala mensual excepto con la conductividad ($r = -0.38$, $p < 0.01$), el nivel del agua ($r = -0.9$, $p < 0.05$), PPB ($r = -0.19$, $p < 0.01$) y PEN ($r = -0.25$, $p < 0.01$). La concentración de OD presentó un valor medio de $270 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2}$ (Tabla 6).

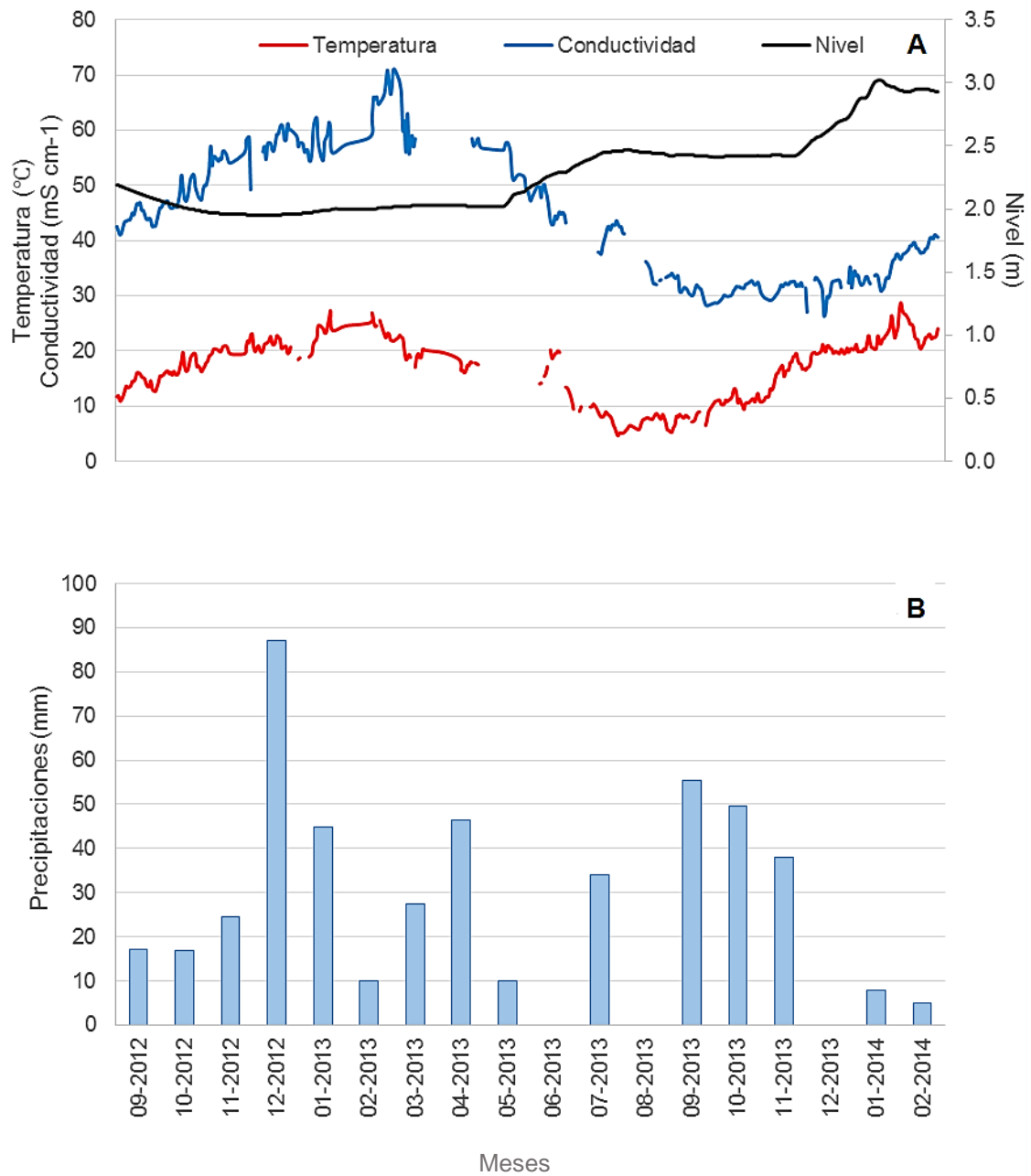


Figura 53. Valores diarios de **A:** conductividad, temperatura del agua (Temperatura) y nivel hidrométrico (Nivel) obtenidos a partir de las mediciones en alta frecuencia y **B:** valores de precipitación mensual durante el período de estudio. (Modificado de Alfonso *et al.*, 2015).

Tabla 6. Valores medios \pm desviación estándar (DE), mínimos y máximos de las variables meteorológicas, físico-químicas, biológicas y metabólicas medidas mensualmente en la laguna La Salada desde septiembre del 2012 a febrero del 2014.

Variables	Media \pm DE	Mínimo	Máximo
Velocidad del viento (km h ⁻¹)	24,7 \pm 4,8	11,1	31,0
Temp. agua superficie (°C)	16,4 \pm 6,0	7,0	23,7
Temp. agua fondo (°C)	16,7 \pm 6,1	8,0	23,8
pH	7,9 \pm 0,3	7,4	8,5
Conductividad (mS cm ⁻¹)	44,7 \pm 10,5	30,2	63,4
Salinidad	34,0 \pm 5,4	20,9	52,0
TDS (m)	1,5 \pm 0,6	0,6	2,9
Seston (mg L ⁻¹)	36,6 \pm 28,1	6,0	89,0
Clorofila a (μ g L ⁻¹)	8,6 \pm 5,4	1,3	18,2
PT (mg L ⁻¹)	1,003 \pm 0,912	0,361	2,980
Psol (mg L ⁻¹)	0,748 \pm 0,671	0,20	2,303
Ppart (mg L ⁻¹)	0,255 \pm 0,335	0,040	1,200
Norg (mg L ⁻¹)	5,262 \pm 2,501	0,005	7,414
Nsol (mg L ⁻¹)	3,500 \pm 1,701	0,004	5,264
Npart (mg L ⁻¹)	1,762 \pm 1,192	0,001	4,166
OD (mmol O ₂ m ⁻²)	270,1 \pm 59,8	174,1	376,8

3.2 Metabolismo ecosistémico

Las tasas de PPB y R mostraron variaciones diarias y estacionales, con la PPB excediendo a la R durante todo el período de estudio (Figura 54d). Los valores mensuales de PPB variaron entre 85,6 mmol O₂ m⁻² día⁻¹ en abril del 2013 y 338,3 mmol O₂ m⁻² día⁻¹ en diciembre del 2012, sin un patrón regular durante el período de estudio. La PPB aumentó durante el verano (enero-febrero) y durante los últimos meses de otoño e invierno (mayo a agosto 2013), mientras que decreció a comienzos del otoño (marzo- abril 2013) y en primavera (Figura 54b). En febrero de 2014 se registraron los mayores valores de PPB respecto a los años anteriores, coincidiendo

con la apertura del canal para permitir la entrada de agua hacia la laguna. Asimismo, se observó el aumento de la PPB en agosto de 2013, cuando el canal se abrió nuevamente. La variación temporal de R siguió un patrón similar, correlacionado de manera positiva con la PPB ($r = 0.814$, $p < 0.01$), pero permaneciendo por debajo de la PPB durante todo el período de estudio (Figura 54a). El valor mínimo de R fue de $36.6 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en la primavera temprana (octubre 2013) y el máximo fue de $176.4 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en la primavera tardía (diciembre 2012).

La PEN mensual varió entre $15,5 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en abril de 2013 y $161,8 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en diciembre de 2012. Condiciones heterotróficas ($\text{PEN} < 0$) se observaron en algunos días aislados (Figura 54c), pero predominantemente durante otoño e invierno, cuando los valores medios de PEN estuvieron por debajo de 0, variando entre $-0.9 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $-206.8 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$. Si se promedia los valores mensuales de PEN en el período de estudio, la laguna presentó condiciones autotróficas y la tasa anual de PEN fue > 0 , con un valor medio de $64,1 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$.

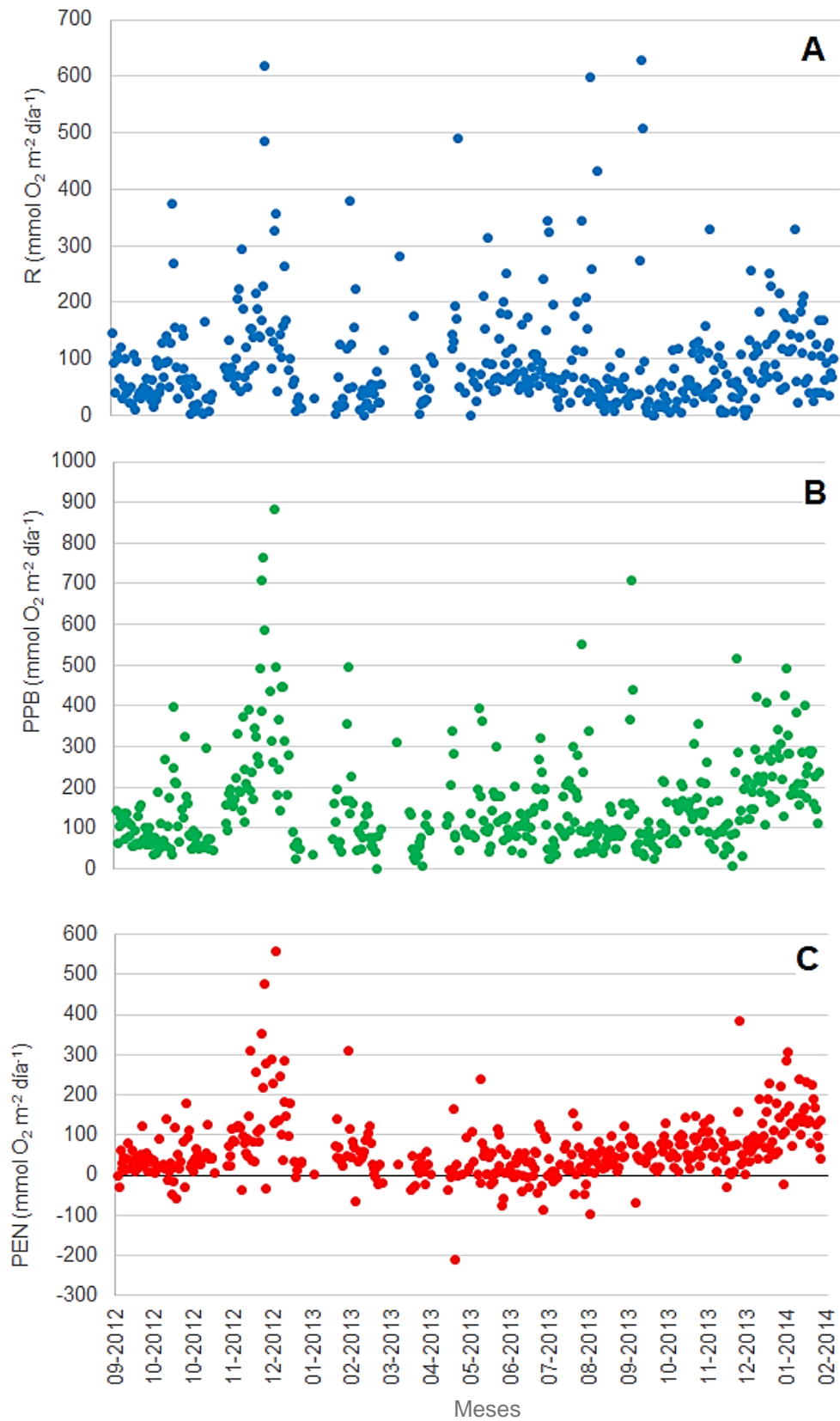


Figura 54. Valores diarios de: **A** R; **B**: PPB y **C**: PEN de la laguna La salada durante el período de estudio. (Modificado de Alfonso *et al.*, 2015).

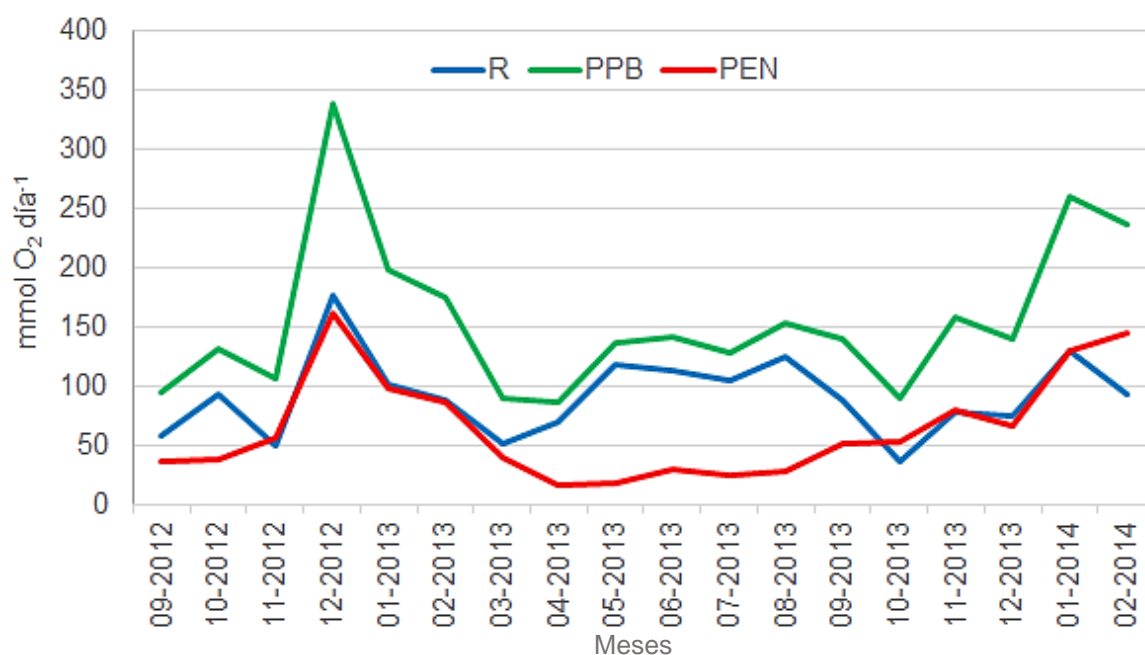


Figura 55. Valores mensuales de R, PPB y PEN de la laguna La salada durante el período de estudio. (Modificado de Alfonso *et al.*, 2015).

3.3 Regulación del metabolismo ecosistémico

Del análisis de correlaciones surgió que las tasas mensuales de PPB, R y PEN estuvieron reguladas por la temperatura, la conductividad, la concentración de Cl a, el nivel del agua y la acción del viento, por lo tanto estas variables fueron usadas para el ACP. Los primeros tres ejes obtenidos mediante el ACP explicaron el 82,9% de la variancia total. Las principales variables quedaron representadas en el CP1, excepto por la R (CP2) y la velocidad del viento (CP3) (Tabla 7). El ordenamiento de las muestras a partir de los dos primeros ejes presentó tres grandes grupos (Figura 56). El primer grupo (Grupo 1) incluyó las muestras de verano con los mayores valores de PEN y valores altos de R, PPB y conductividad. En contraste, el segundo grupo (Grupo 2), reunió a las muestras de otoño e invierno, caracterizados por bajos valores de PEN y PPB pero con valores elevados de R y Cl a. El tercer grupo (Grupo 3) se caracterizó por los valores más bajos o cercanos a la media de PEN, PPB y R para el período de estudio, reuniendo a las muestras de primavera (Figura 56).

Los valores de PEN mostraron que la condición autotrófica se relacionó con el aumento de la temperatura del agua ($r = 0.32$, $p < 0.01$) y las horas de luz ($r = 0.32$, $p < 0.01$), valores elevados de conductividad ($r = 0.32$, $p < 0.01$) y el efecto del viento ($r = 0.42$, $p < 0.01$). En contraste, se encontraron relaciones negativas entre PEN y el

nivel del agua y las concentraciones de Cl a ($r = -0.11$, $p < 0.05$ and $r = -0.25$, $p < 0.01$). De mayo a septiembre de 2013, cuando la laguna presentó el mayor nivel hidrométrico y concentraciones elevadas de Cl a, los valores de PEN fueron bajos. Sin embargo, la PEN aumentó con respecto a los meses previos (marzo-abril 2013). Estos meses estuvieron incluidos en el grupo 2 del ACP (Tabla 7, Figura 56).

Tabla 7. Análisis de componentes principales: correlaciones entre las variables y los tres primeros compontes. Los valores en negrita corresponden a las correlaciones más importantes con cada eje.

Variables	Componentes		
	CP1	CP2	CP3
Velocidad del viento	0,171	-0,151	0,569
Nivel	-0,504	0,025	0,747
Temperatura del agua	0,742	-0,628	0,072
Conductividad	0,851	-0,388	-0,318
Cl a	-0,560	0,345	-0,489
R	0,618	0,738	0,141
PPB	0,879	0,457	0,098
PEN	0,933	0,183	0,053

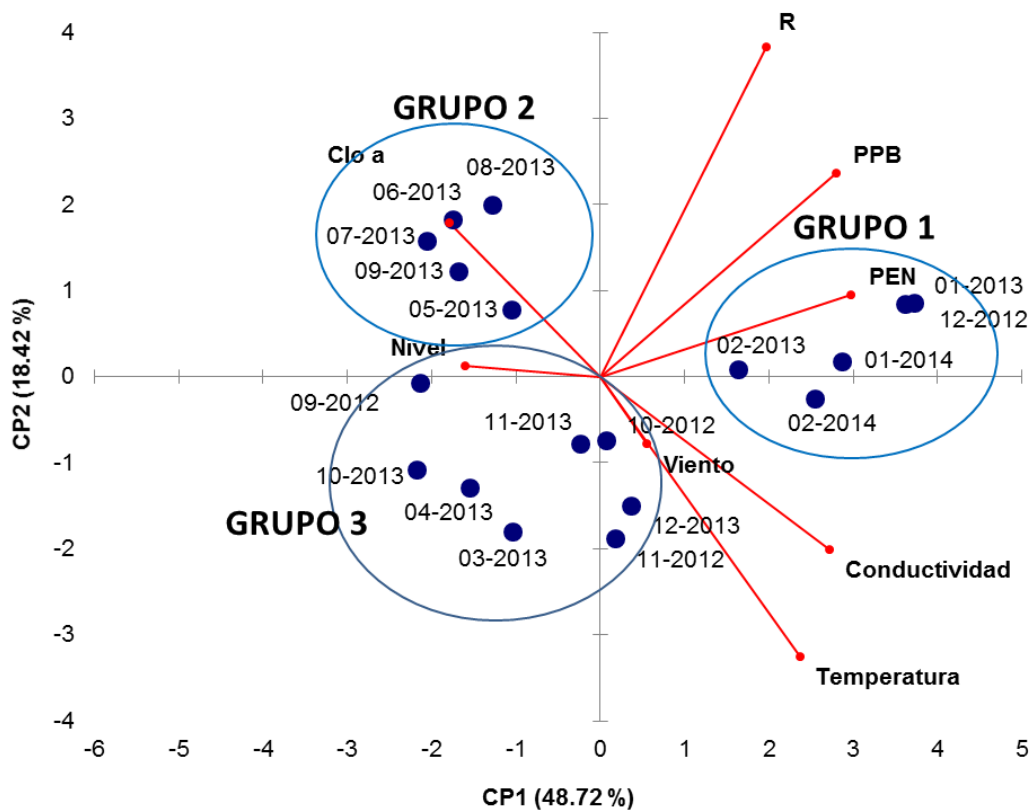


Figura 56. Gráfico correspondiente a los componentes 1 y 2 del análisis de componentes principales (ACP) a partir de los valores mensuales de las principales variables limnológicas y las tasas metabólicas para la laguna La Salada durante el período de estudio. (Modificado de Alfonso *et al.*, 2015).

3.4 Análisis de las series de tiempo

A partir de los análisis de wavelets se identificaron cambios tanto en las condiciones climáticas como físico-químicas de la laguna. La temperatura del agua fue similar los meses de primavera y verano para ambos años. El hecho que el nivel del agua en la laguna fue 50% mayor en el último período (Figura 53a) provocó una caída del contenido de calor en la columna de agua lo cual se vio reflejado en la estructura del análisis de wavelet en los períodos de 32 (mensual) y 64 días (dos meses) (Figura 57a). La salinidad (Figura 57b) presentó una mayor energía durante el primer verano (2013) para los mismos períodos. La concentración de Cl a presentó una distribución uniforme de energía hasta comienzos de la primavera de 2013 (Figura

57c) concentrado en un período de 128 días, pero volviéndose más fuerte durante el invierno.

Tanto la R (Figura 57d) como la PPB (Figura 49e) y la PEN (Figura 57f) mostraron máximos similares a los que presentaron la temperatura del agua y la salinidad en el verano 2013, coincidiendo con un período de 64 días. Sin embargo, tanto la R como la PPB tuvieron un máximo secundario en el invierno tardío y primavera temprana del 2013 aunque en un período de 32 días que no se visualizó para la PEN.

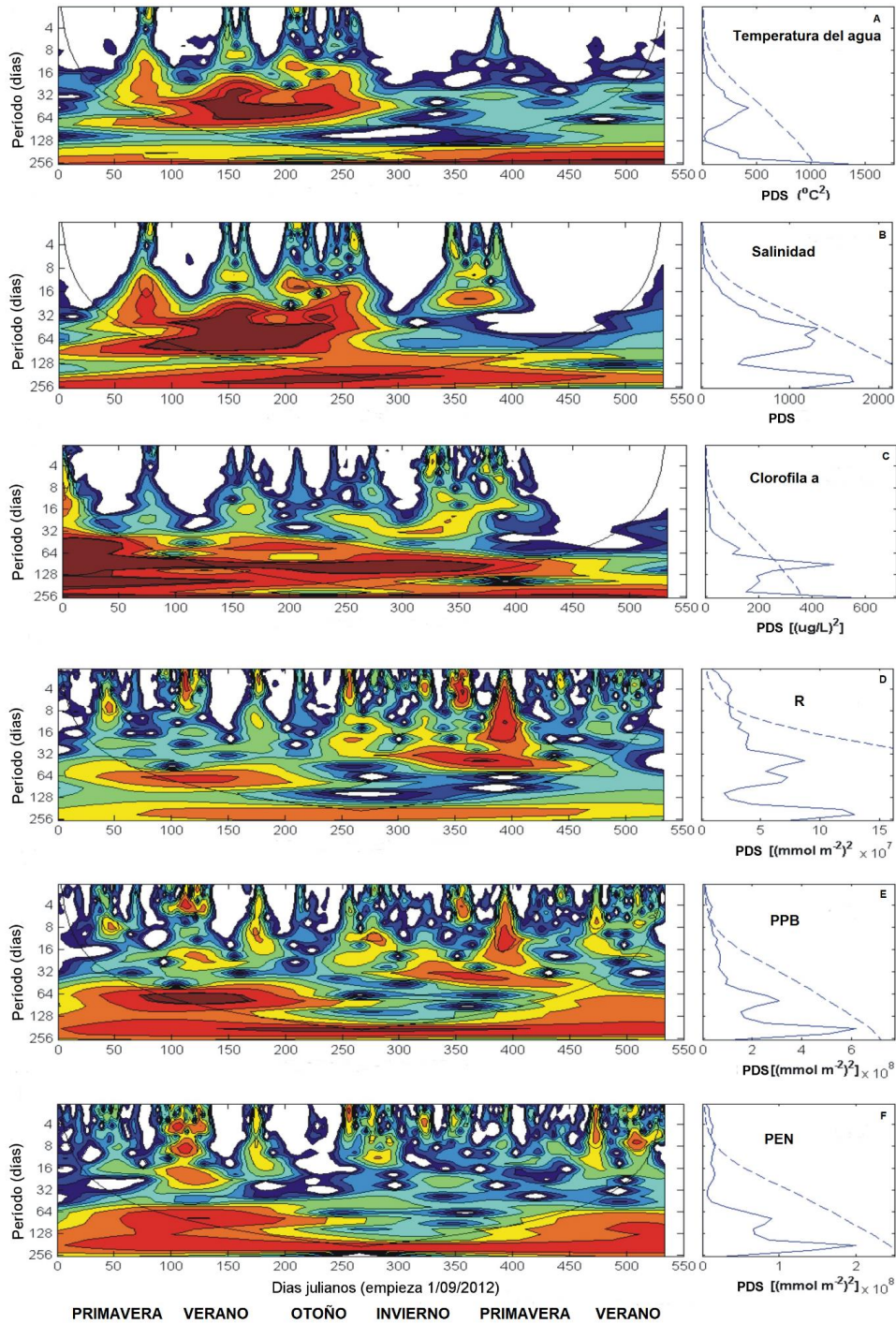


Fig. 57 Análisis de wavelet de: **A:** Temperatura del agua, **B:** Salinidad, **C:** Clorofila a, **D:** R, **E:** PPB y **F:** PEN. Las áreas blancas corresponden a períodos con ausencia de datos debido a calibración o reparación de los sensores correspondientes. PDS: Poder de densidad espectral. Los contornos corresponden a las varianzas normalizadas de 0,0625; 0,125; 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 8; y 16. Las líneas curvas representan el intervalo de confianza del 95%. (Modificado de Alfonso *et al.*, 2015).

4 DISCUSIÓN

Las tasas de metabolismo ecosistémico obtenidas en la laguna La Salada mostraron amplias variaciones en una escala diaria y en todas las estaciones del año. El balance anual general mostró un estado neto autotrófico, con valores anuales de $PEN > 0$ ($NEP 64 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$). De los estudios realizados sobre el metabolismo ecosistémico de lagunas someras, sólo unos pocos fueron desarrollados en ambientes salinos (Alfonso *et al.*, 2015). Los valores de PEN hallados para La Salada fueron similares o mayores a los hallados en otras lagunas salinas (Reati *et al.*, 1997; Florín y Montes, 1998), sin embargo, estas mediciones fueron realizadas en baja frecuencia y sólo por unos meses, mayormente durante el verano. En comparación con lagunas de agua dulce de las regiones templadas del Hemisferio Norte, donde los estudios en alta frecuencia son más frecuentes, los valores de PEN resultaron similares (Staher y Sand-Jensen, 2007; Laas *et al.*, 2012). Sin embargo, en la mayoría de estos sistemas las tasas de metabolismo sólo fueron calculadas para el verano, cuando las lagunas carecen de cobertura de hielo. Por último, si La Salada es comparada con otras lagunas someras a latitudes similares como los lagos Rotoiti y Rotoura en Nueva Zelanda (Solomon *et al.*, 2013), se encontraron valores similares de R y PPB, pero con valores anuales de $PEN < 0$. Estos resultados sugieren que La Salada es suficientemente productiva para autoabastecerse en comparación con otras lagunas de regiones templadas del mundo.

Tanto la R como la PPB presentaron un patrón temporal similar y al igual que en otros estudios, estuvieron positivamente correlacionadas (Staher y Sand Jensen, 2007; Laas *et al.*, 2012; Solomon *et al.*, 2013). El análisis de wavelet sugirió un fuerte acoplamiento entre ambas, mostrando los mismos máximos en verano e invierno, a diferencia de la PEN que solo presentó un máximo de energía en verano (Alfonso *et al.*, 2015). Solomon *et al.* (2013) encontró que la R y la PPB están fuertemente acopladas en una escala diaria en lagos oligotróficos y distróficos, mientras que en lagos mesotróficos y eutróficos este acoplamiento se observa a escala semanal. Por ende, gran parte de la producción se pierde en forma de respiración, y es por lo tanto, almacenada o exportada (Caraco y Cole, 2004). El hecho de que la R esté acoplada a la PPB puede ser porque, excepto a cortas escalas de tiempo, los organismos autótrofos y heterótrofos en conjunto no pueden respirar más producción primaria autóctona que la que producen los que integran la fracción autótrofa (Solomon *et al.*,

2013). Si observamos las figuras 49a y 49b, se observa un claro acoplamiento diario entre la R y la PPB en vez del acoplamiento semanal esperado para sistemas eutróficos, con altas concentraciones de nutrientes. De acuerdo a Cole *et al.* (2000), cuando la PPB excede la R por encima de los 80 $\mu\text{mol O}_2 \text{ L}^{-1}$, una laguna puede ser considerada como netamente autotrófica. Para el período estudiado en la laguna La Salada, la PPB excedió la R por valores muchos más altos, especialmente durante el verano, sugiriendo que la R es mantenida en su mayoría por los compuestos orgánicos producidos a partir de la fotosíntesis en la laguna (Alfonso *et al.*, 2015).

Los patrones estacionales observados fueron aquellos esperados como resultado de la variación en la luz y temperatura. Esto se reflejó en los resultados del ACP y las correlaciones positivas entre las tasas metabólicas, la luz y la temperatura. Esto coincide también con otros estudios de metabolismo ecosistémico donde los picos en verano son comunes (Cole *et al.*, 2000; López-Archilla *et al.*, 2004; Staher y Sand-Jensen, 2007; Laas *et al.*, 2012; Solomon *et al.*, 2013). El análisis integrado de la serie de tiempo y la correlación entre las tasas metabólicas con las variables físico-químicas, indican que la mayor parte de los procesos estuvieron fuertemente afectados por la elevada energía contenida en la temperatura, particularmente durante el verano de 2013 (Alfonso *et al.*, 2015). Además, durante este período el nivel de la laguna fue particularmente bajo y por ende, las diferencias en el comportamiento del ecosistema pueden ser atribuidas también al volumen de la laguna (Alfonso *et al.*, 2015). Las tasas metabólicas mostraron una relación negativa significativa con el nivel del agua y positiva con la salinidad. Esta última, indicó mayores tasas de evaporación y un incremento en la salinidad asociado a la evapoconcentración afectando las características físicas, químicas y biológicas de la laguna, lo cual coincide con estudios realizados en otros sistemas (Hammer, 1986; Evans y Prepas, 1996; Williams, 1998; Anderson y Stedmon, 2007).

Los cambios observados en la concentración de Cl^- en relación a la temperatura, a las fluctuaciones del nivel del agua y a la consecuente variabilidad en los valores de conductividad, tuvieron un rol importante en la regulación del metabolismo ecosistémico de esta laguna (Alfonso *et al.*, 2015). En otros estudios, los aumentos en la Cl^- se vieron reflejados en aumentos de la PPB y la R (López-Archilla *et al.*, 2004; Staher y Sand-Jensen, 2007; Laas *et al.*, 2012; Solomon *et al.*, 2013) a diferencia de La Salada, donde los valores diarios de Cl^- y correlacionaron

negativamente con las tasas metabólicas. Esto puede explicarse por las altas concentraciones de Cl^- registradas para los meses de invierno, lo cual se vio reflejado en un leve incremento de las tasas de R y PPB, aunque no tan elevados como los picos de verano. El análisis de la literatura disponible sugiere que en lagunas con altas concentraciones de PT y Cl^- y baja concentración de COD, se esperan condiciones netamente autotróficas (Hanson *et al.*, 2003; Sand-Jensen y Staher, 2007). Considerando las concentraciones de nutrientes, las condiciones de $PEN > 0$ se registran comúnmente en sistemas acuáticos productivos y ricos en nutrientes (del Giorgio y Peters, 1994; Schindler *et al.*, 1997; Pace y Cole, 2000). Las tasas de PEN halladas en La Salada concuerdan con las esperadas para las concentraciones de PT, pero no con las concentraciones de Cl^- . Otra posible causa es que el efecto recalitrante de la materia orgánica disuelta sobre la disponibilidad de nutrientes para los organismos autótrofos, juegue un importante rol en el metabolismo ecosistémico de La Salada, reduciendo la productividad fitoplanctónica esperada para estas concentraciones de nutrientes. Esta situación se vio reflejada en la relación positiva encontrada entre la Cl^- y la concentración de PT y pH. Las concentraciones de Cl^- no fueron tan altas en comparación con otras lagunas templadas del Hemisferio Norte, pero si teniendo en cuenta otras lagunas salinas alcalinas (Waiser y Robarts, 1995; Evans y Prepas, 1997; Waiser *et al.*, 2004).

El hecho de que la PPB y la R siguieran un patrón similar a lo largo del período de estudio, pero con los valores de PPB por encima de la R, indica que La Salada produce significativamente más materia orgánica por fotosíntesis de la que es posible de degradar. La mayor parte de esta materia orgánica sería respirada por las bacterias y el zooplancton y el exceso sería exportado a sistemas adyacentes o acumulado dentro del sistema en los sedimentos o como materia orgánica disuelta en el agua (Alfonso *et al.*, 2015). Cole *et al.* (2000) afirma que cuando los peces planctívoros dominan la trama trófica, el zooplancton de gran tamaño es raro y el enriquecimiento por nutrientes produce valores positivos de PEN. En La Salada la presencia del pez planctívoro *Odontheistes* sp. es común (Bersain, 2012) y la comunidad zooplanctónica está dominada por especies de tamaño pequeño, especialmente rotíferos como *Brachionus plicatilis* (Alfonso *et al.*, 2013; Alfonso *et al.*, 2015) presentando valores de $PEN > 0$, coincidiendo con el postulado de Cole *et al.*, 2000.

La entrada de materia orgánica aloctona a través de los ríos es una fuente suplementaria importante de energía para la R de la comunidad (Staher *et al.*, 2010b). En la Salada, se registraron dos entradas de agua importantes desde el canal principal durante el período de estudio, una en febrero y otra en agosto del 2013. A causa de esto, se observó un aumento en las tasas diarias de R y PPB durante los días consecutivos, con valores de PEN que cambiaron de positivos a negativos. Esto se observó con mayor énfasis durante el verano, cuándo se detectaron valores de PEN negativos previo al ingreso de agua. Esto sugiere que el posible aporte de nueva materia orgánica y organismos planctónicos desde el canal derivado del Río Colorado promovería la R y la PPB, respectivamente. Sin embargo, no se encontraron evidencias estadísticas. Además, esto no se vio reflejado en las tasas metabólicas mensuales, enfatizando la importancia de las mediciones en alta frecuencia y un manejo antrópico adecuado del nivel del agua. Estos son factores importantes a tener en cuenta para el desarrollo y mantenimiento del equilibrio ecosistémico en la laguna La Salada.

En conclusión, el estudio realizado en La Salada, reveló que la temperatura y las fluctuaciones en la conductividad juegan un importante rol en la determinación de las características físico-químicas y biológicas del sistema. También, la variación anual e interanual del nivel del agua surge como un factor crucial en el desarrollo de los procesos ecológicos en la laguna. A pesar de que La Salada presenta concentraciones altas de nutrientes, no estarían totalmente disponibles debido probablemente al efecto recalcitrante del carbono orgánico disuelto en lagunas salinas alcalinas. La entrada de carbono orgánico alóctono a través de los ríos parece ser una importante fuente suplementaria de energía para la comunidad, lo cual se reflejó en las tasas metabólicas, resaltando la importancia de mediciones de alta frecuencia. El balance anual de la PEN clasifica a La Salada como una laguna autotrófica. Los valores de metabolismo estuvieron dentro de los esperados para una laguna salina, siendo más productiva que otras lagunas templadas.

CAPÍTULO 5

COMPOSICIÓN Y DINÁMICA ESPACIOTEMPORAL DEL ZOOPLANCTON

1 INTRODUCCIÓN

El zooplancton representa uno de los principales componentes de las comunidades biológicas de los sistemas acuáticos continentales. El estudio de la estructura y funcionamiento de la comunidad zooplanctónica en lagunas es de particular interés debido a que es un componente clave en la cadena trófica de estos cuerpos de agua, ya que se alimentan del fitoplancton, reciclan nutrientes a través de la excreción y representan una presa importante para muchos predadores (Margalef, 1983). La composición, abundancia y biomasa del zooplancton se encuentran controlada tanto por la disponibilidad y calidad de recursos alimenticios, la competencia interespecífica y la predación por vertebrados e invertebrados (Boveri y Quirós 2007, Manca *et al.* 2008). A su vez, es sumamente sensible a las variaciones de las condiciones físico-químicas del cuerpo de agua, por lo que estos organismos resultan buenos indicadores de la calidad del agua (Jeppesen *et al.*, 2011). Los estudios cualitativos de la composición, estructura por tallas de la comunidad zooplanctónica brindan información sobre las condiciones generales del ambiente y la funcionalidad de la comunidad. En tanto, los datos cuantitativos como la abundancia y biomasa reflejan el grado de productividad del cuerpo de agua y permiten analizar su estado trófico y caracterizar al mismo en cuanto a la calidad y posible uso de sus aguas para consumo o fines recreativos (Rennella y Quirós, 2006).

En un ecosistema acuático existen dos clases de regulaciones tróficas bajo las cuales se encuentran sometidos los organismos, el control desde arriba, ejercido por los consumidores superiores o depredadores tope ("Top-down") y el control desde los productores primarios ("Bottom-up") (Post y McQueen, 1987). Brooks y Dodson (1965) ponen el énfasis en el papel de los peces planctívoros en la estructuración de las comunidades planctónicas a través de la "Hipótesis de la Eficiencia de Tamaño" (SEH, por su sigla en inglés) la cual explica la importancia de la herbivoría por parte del zooplancton y de la depredación de éstos por parte de los peces como la principal

causa de regulación de la biomasa del plancton y su sucesión estacional. El efecto de los peces planctívoros produce el reemplazo de las especies grandes por especies pequeñas en la comunidad zooplanctónica (Brooks y Dodson, 1965; Zhang *et al.*, 2013). Los efectos “top-down” no solo se ven reflejados en las tallas o biomasa de los niveles tróficos inferiores sino que también inciden en la composición de especies, la distribución de las frecuencias de tallas, las formas predominantes, la movilidad y la pigmentación (Brooks y Dodson, 1965; Zhang *et al.*, 2013; Havens *et al.*, 2015).

Bajo la teoría de los estados alternativos de Scheffer *et al.* (1993), una laguna puede estar en un estado de *aguas claras* o de *aguas turbias*. Algunas lagunas se estabilizan en uno u otro estado durante períodos largos de tiempo, mientras que otras alternan entre ellos de manera periódica. El paso de un estado a otro dependerá de ciertos mecanismos bióticos y abióticos, los cuales estabilizarán o desestabilizarán a cada uno de los estados (Scheffer, 1998). Es de esperar entonces que la estructura de las comunidades varíe con el cambio en el estado trófico.

En las lagunas pampeanas la variabilidad interanual de las precipitaciones puede ser altamente significativa, afectando de manera importante el ciclo hidrológico (Aliaga *et al.*, 2017). Las fluctuaciones extremas en los niveles de agua pueden provocar importantes cambios en la estructura y funcionamiento de estos cuerpos de agua, independientemente de la carga de nutrientes o de la depredación (Leira y Cantonati, 2008; Gallo-Sanchez, 2009). La salinidad desempeña un rol indirecto moldeando las comunidades zooplanctónicas hacia especies tolerantes a la salinidad (Hintz *et al.*, 2017). Ciertas especies de cladóceros son típicos de agua dulce, y la mayor parte de las especies dulceacuícolas no toleran altas concentraciones de sales (Boix *et al.*, 2007). Por otro lado, su ausencia en lagunas salinas promueve el desarrollo y la dominancia de organismos pequeños (Brucet *et al.*, 2010) como los rotíferos. Dentro de este grupo, las especies eurihalinas del género *Brachionus* son comunes en ambientes salinos (Egborge, 1994; Anton-Pardo y Armengol, 2011). Los cambios en la salinidad pueden así, afectar de manera directa e indirecta la abundancia y estructura del zooplancton, llevando a la extinción de ciertas especies y a la aparición de otras (Perumal *et al.*, 2009; Hintz *et al.*, 2017).

La Región Pampeana cuenta con un número considerable de lagunas naturales y artificiales en las que se ha estudiado desde mediados del siglo pasado la comunidad planctónica, particularmente en relación a la composición y dinámica temporal del zooplancton (Olivier 1961, Ringuélet *et al.* 1962, Chaparro *et al.*, 2011;

Diovisalvi *et al.*, 2015). En estos ambientes, los componentes principales del zooplancton son los rotíferos y los estadíos nauplii de copépodos (Chaparro *et al.*, 2011; Diovisalvi *et al.*, 2015). Sin embargo los estudios de la estructura y dinámica del zooplancton en lagunas salinas aún son escasos y focalizados en su gran mayoría en la provincia de La Pampa (Echaniz *et al.*, 2006, 2011, 2015; Vignatti *et al.*, 2012a, 2012b; Kopprio *et al.*, 2012). En este capítulo se realiza un estudio descriptivo de la composición y de la dinámica espacial y temporal del zooplancton en la laguna La Salada.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Muestreo del zooplancton

Las comunidades zooplanctónicas se analizaron con una periodicidad mensual en tres sitios de muestreo ubicados a lo largo de una transecta en la laguna La Salada (Figura 1c). Las muestras cualitativas de zooplancton se colectaron mediante arrastres horizontales subsuperficiales con red de plancton de 64 μm de apertura de malla. Las muestras cuantitativas se obtuvieron mediante arrastre vertical con red desde el fondo hacia la superficie (para evitar la distorsión de los datos por migraciones verticales). El volumen filtrado se calculó a partir del múltiplo de la distancia recorrida desde el fondo hasta la superficie por el área de la boca de la red (Marinone *et al.*, 2006; Lancelotti *et al.*, 2017). Las mismas, se fijaron *in situ* con solución de formaldehído hasta una concentración final del 4%.

2.2 Análisis cualitativo y cuantitativo del zooplancton

Las muestras de zooplancton se analizaron bajo microscopio binocular convencional y microscopio estereoscópico a fin de obtener la composición específica y la abundancia de las especies. El análisis cualitativo permitió la determinación de los organismos al menor nivel taxonómico posible utilizando literatura taxonómica específica (Ruttner-Kolisko, 1974; Koste, 1978; Lopretto y Tell, 1995; Battistoni, 1995; Paggi, 1995). Para el análisis cuantitativo, en el caso del mesozooplancton (0,2 a 20 mm) se utilizó una cámara de recuento tipo Bogorov con submuestreador de Russel (5 ml) y en el caso del microzooplancton (20 a 200 μm) una cámara Sedgwick Rafter con pipeta Hensel-Stempel (1 ml). El número de alícuotas se estimó de acuerdo a

Cassie (1971), con un error máximo del 10%. La biomasa de los rotíferos fue estimada a partir de las ecuaciones de biovolumen propuestas por Bottrell *et al.* (1976), para lo cual se determinaron las dimensiones corporales de 30 individuos por especie. Para la conversión del biovolumen a biomasa se asumió que $10^6 \mu\text{m}^3$ equivalen a $1\mu\text{g}$ de peso fresco. La biomasa de los copépodos fue estimada a partir de las fórmulas propuestas por Dumont *et al.* (1975), Bottrell *et al.* (1976), y Lawrence *et al.* (1987) mediante regresiones largo-peso disponibles para las especies encontradas o para otras morfológicamente similares.

2.3 Frecuencia de ocurrencia

La frecuencia de ocurrencia se calculó utilizando la siguiente fórmula:

$$F = \frac{Pa}{P} \times 100 \quad (21)$$

dónde:

Pa = número de muestras en que la especie en cuestión está presente.

P = número total de muestras.

Se consideraron especies constantes a aquellas dónde $F > 50\%$, comunes cuando $10\% > F < 50\%$ y raras cuando $F < 10\%$.

2.4 Índices ecológicos

2.4.1 Diversidad de Shannon (H')

Se calculó a partir del índice propuesto por Shannon (1948) a partir de la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^S pi \times \log_2 pi \quad (22)$$

dónde:

$pi = ni/n$

ni = número total de individuos de cada taxón

n = número total de individuos en la muestra

2.4.2 Equitatividad (E)

Se calculó a partir del índice propuesto por Pielou (1969) a partir de la siguiente fórmula:

$$E = \frac{H'}{H'max} \quad (23)$$

dónde:

H' : índice de diversidad de Shannon

$H'max$: máxima diversidad teórica ($H'max = \log_2 S$).

2.4.3 Dominancia (D)

Se calculó a partir del índice propuesto por Simpsons (1949) con la siguiente fórmula:

$$D = \sum pi^2 \quad (24)$$

2.5 Análisis de datos

A fin de detectar diferencias significativas en los valores de abundancia entre los sitios de muestreo (E1, E2 y E3), previo análisis de la normalidad de los datos, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal Wallis (H) con el software estadístico Infostat. Para determinar la variación temporal de los datos de abundancia y biomasa del zooplancton se confeccionaron gráficos y tablas con valores absolutos y relativos de las variables mencionadas. En el Capítulo 6 se completa este análisis mediante el estudio de la relación entre las variables biológicas descritas en este capítulo y las variables climáticas y físico-químicas detalladas en los capítulos anteriores.

3 RESULTADOS

3.1 Análisis cualitativo del zooplancton

Durante el período de estudio se registraron un total de 14 especies (Tabla 8). La composición del zooplancton estuvo dominada por los rotíferos, con un total de 10 especies presentes. De estas, sólo dos fueron las más constantes, *Brachionus plicatilis* con una frecuencia de ocurrencia del 100% durante el período de estudio seguida por *Synchaeta kitina* con un 79%. Respecto a los copépodos, estuvieron en

su mayoría representados por los estadíos juveniles y nauplii de los grupos Cyclopoidea, género *Apocyclops* sp. (79%) y Calanoidea representados por la especie *Boeckella poopensis* (66%). Los individuos del grupo Harpacticoidea presentaron una frecuencia de ocurrencia del 50%. Los cladóceros se encontraron representados por individuos de la familia Chydoridae con sólo 2% de frecuencia de ocurrencia resultando especies raras en la laguna por lo cual no se llegó a determinar el género y especie de los mismos. Por otro lado, otro componente importante de la comunidad zooplanctónica fueron los ciliados de gran porte pertenecientes a la especie *Paradileptus elephantinus*, con un 69% de frecuencia de ocurrencia.

Tabla 8. Frecuencia de ocurrencia de las especies de zooplancton registradas en la laguna La Salada durante el período de estudio.

Taxa	Frecuencia (%)
Rotifera	
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller	100
<i>Synchaeta kitina</i> Rousselet	79
<i>Hexarthra fennica</i> Levander	36
<i>Keratella</i> sp. Bory de St. Vincent	18
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois and Daday	8
<i>Notholca</i> sp. Gosse	9
<i>Filinia limnetica longiseta</i> Zacharias	3
<i>Polyarthra</i> sp. Ehrenberg	3
<i>Proalinopsis</i> sp. Weber	12
<i>Colurella</i> sp. Bory de St. Vincent	18
Ciliophora	
<i>Paradileptus elephantinus</i> Svec	69
Copepoda, Calanoidea	
<i>Boeckella poopuensis</i> Marsh	66
Copepoda, Harpacticoidea	
	50
Copepoda, Cyclopoidea	
<i>Apocyclops</i> sp. Lindberg	79
Cladocera	
<i>Chydoridae</i>	2

3.2 Índices ecológicos

El índice de diversidad (H') calculado para el período de estudio varió entre 0.3 (julio 2014) y 1.8 (mayo 2014) (Figura 58). Los valores mínimos se registraron en los meses de primavera del 2012 y 2013 y en los meses de invierno de 2014 y 2015. Los valores máximos se registraron en invierno del 2013 y verano del 2014 y 2015 (Figura 58). El índice de equitatividad (E), basado en los valores de abundancia varió entre 0,1 (junio 2014) y 0,7 (octubre 2012). Al igual que el índice de diversidad, la dinámica temporal no mostró un patrón claro. En rasgos generales los valores mínimos se registraron en los meses de primavera para los años 2012 y 2013, mientras que en los años sucesivos se registraron en los meses de invierno (Figura 58). Los valores máximos se presentaron en el invierno del 2013 y verano del 2014 y 2015 (Figura 58). Por último el índice de dominancia (D) varió entre 0,3 (octubre 2013) y 0,9 (julio 2014). Los valores mínimos se registraron en invierno de 2013, verano de 2014 y 2015. Los valores máximos se registraron en los meses de primavera del 2012 y 2013, mientras que en el 2014 y 2015 se registraron en los meses de invierno (Figura 58).

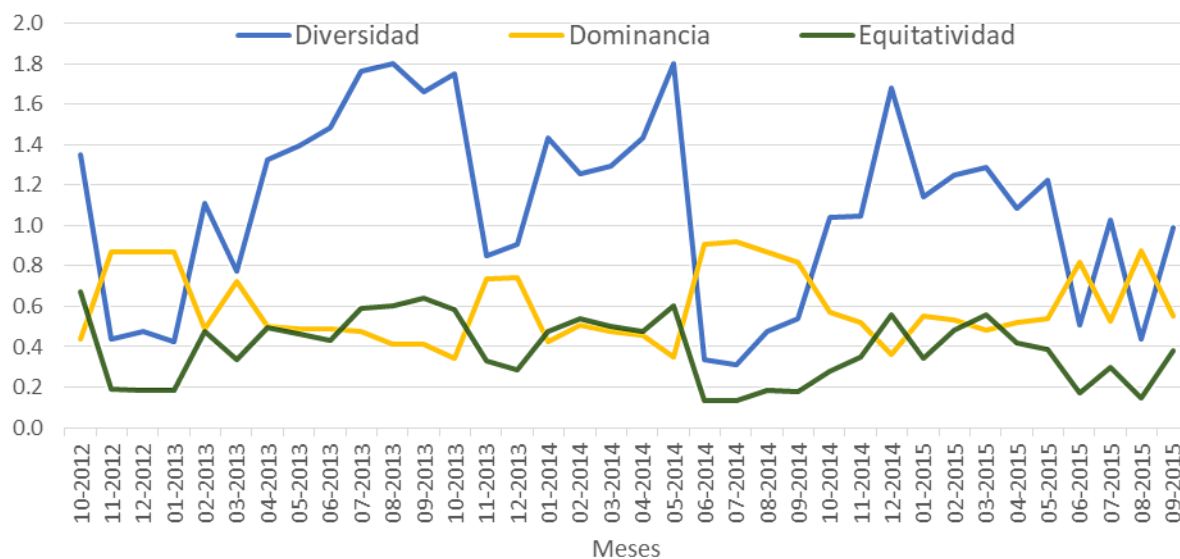


Figura 58. Índices de diversidad, dominancia y equitatividad calculados a partir de los datos de abundancia del zooplancton en la laguna La Salada durante el período de estudio.

3.3 Análisis cuantitativo del zooplancton

3.3.1 Abundancia del zooplancton

Del análisis cuantitativo de las muestras de zooplancton se encontró que el grupo dominante en términos de abundancia fue el de los rotíferos (83%), seguidos por los ciclopoideos (11%) (Figura 59). No se encontraron diferencias significativas de abundancia entre sitios de muestreo ($H= 4,05$ $p = 0,13$). Respecto a las abundancias por grandes grupos para cada sitio, sólo se encontraron diferencias significativas en los rotíferos ($H = 6,63$; $p = 0,03$). Sin embargo, la dinámica temporal para los tres sitios fue similar en términos generales, con las mayores abundancias en los meses de primavera-verano y las menores en los meses de otoño-invierno (Figura 60). La abundancia total del zooplancton varió entre $2,8 \text{ ind L}^{-1}$ (julio 2013) y 1308 ind L^{-1} (enero 2013) en la E1, entre 30 ind L^{-1} (agosto 2013) y 2421 ind L^{-1} (enero 2014) en la E2 y entre 9 ind L^{-1} (julio 2013) y 4188 ind L^{-1} (enero 2014) en la E3.



Figura 59. Abundancia porcentual del zooplancton por grandes grupos en La Salada durante el período de estudio.

Si se tienen en cuenta las abundancias medias para el período de estudio, *B. plicatilis* fluctuó entre $2,7 \text{ ind L}^{-1}$ y $1344,8 \text{ ind L}^{-1}$, presentando las mayores abundancias en los meses cálidos y las menores en los meses fríos. *S. kitina* varió entre 0 y $497,1 \text{ ind L}^{-1}$ sin una dinámica temporal clara (Tabla 9, Figura 61). El resto de los rotíferos se presentaron ocasionalmente y con abundancias bajas. Respecto

a los ciliados, la abundancia media de *P. elephantinus* fluctuó entre 0 y 430,7 ind L⁻¹, con las mayores abundancias en primavera. Por último, en el caso de los copépodos, *B. poopenensis* varió entre 0 y 64,2 ind L⁻¹ con las mayores abundancias en invierno y primavera, mientras que *Apocyclops* sp. fluctuó entre 0 y 443,8 ind L⁻¹, con las mayores abundancias en verano (Tabla 9, Figura 62). Ambas especies de copepodos estuvieron mayormente representadas por individuos en estadíos nauplii y juvenil, mientras que los adultos predominaron en los meses cálidos (Figura 63). Las nauplii de *Apocyclops* sp. alcanzaron abundancias de hasta 267 ind L⁻¹ y los juveniles de hasta 160 ind L⁻¹ mientras que en el caso de *B. poopenensis* las nauplii alcanzaron valores de hasta 63,3 ind L⁻¹ y los juveniles de hasta 11,84 ind L⁻¹. Los harpacticoideos fueron escasos, alcanzando los 73,5 ind L⁻¹ en mayo de 2014 (Tabla 9, Figura 62).

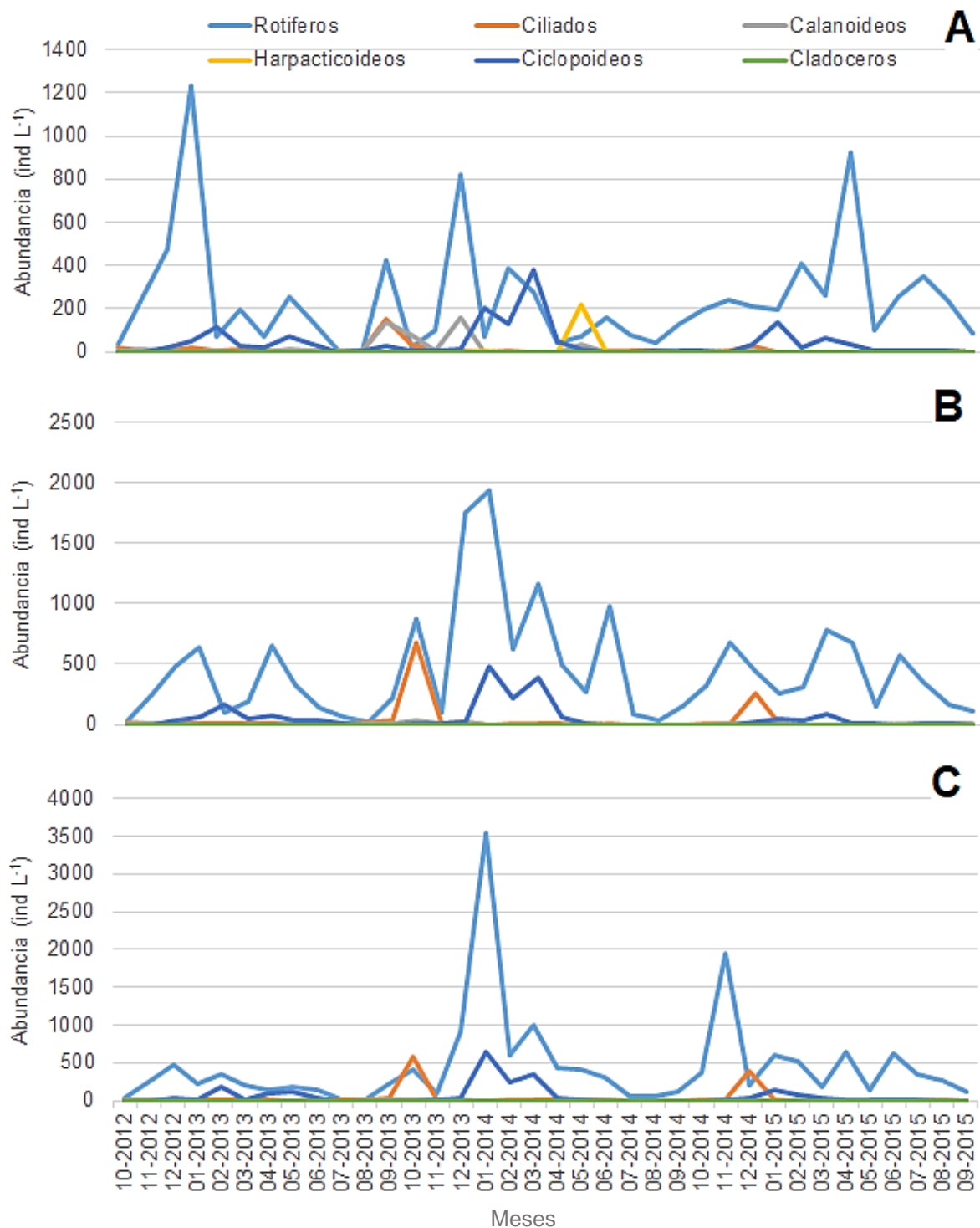


Figura 60. Abundancia del zooplancton por grandes grupos (ind L⁻¹) en **A:** E1, **B:** E2 y **C:** E3 durante el período de estudio en la laguna La Salada.

Tabla 9. Valores medios, mínimos y máximos de abundancia (ind L⁻¹) de diferentes especies del zooplancton de la Laguna La Salada durante el período de estudio.

	Media	Min	Max
	(ind L⁻¹)	(ind L⁻¹)	(ind L⁻¹)
<i>B. plicatilis</i>	281,34	2,7	1344,8
<i>S. kitina</i>	96,45	0,0	497,1
<i>H. fennica</i>	1,10	0,0	10,8
<i>Keratella</i> sp.	0,20	0,0	3,1
<i>B. caudatus</i>	1,05	0,0	32,6
<i>Nothalca</i> sp.	0,09	0,0	1,8
<i>F. limnetica longiseta</i>	0,05	0,0	1,4
<i>Polyarthra</i> sp.	0,08	0,0	2,7
<i>Proalinopsis</i> sp.	0,26	0,0	5,8
<i>Colurella</i> sp.	1,06	0,0	29,4
<i>P. elephantinus</i>	22,87	0,0	430,7
<i>B. poopoensis</i>	6,24	0,0	64,2
Harpacticoida	2,06	0,0	73,5
<i>Apocyclops</i> sp.	49,31	0,0	443,8
Chydoridae	0,001	0,0	0,031

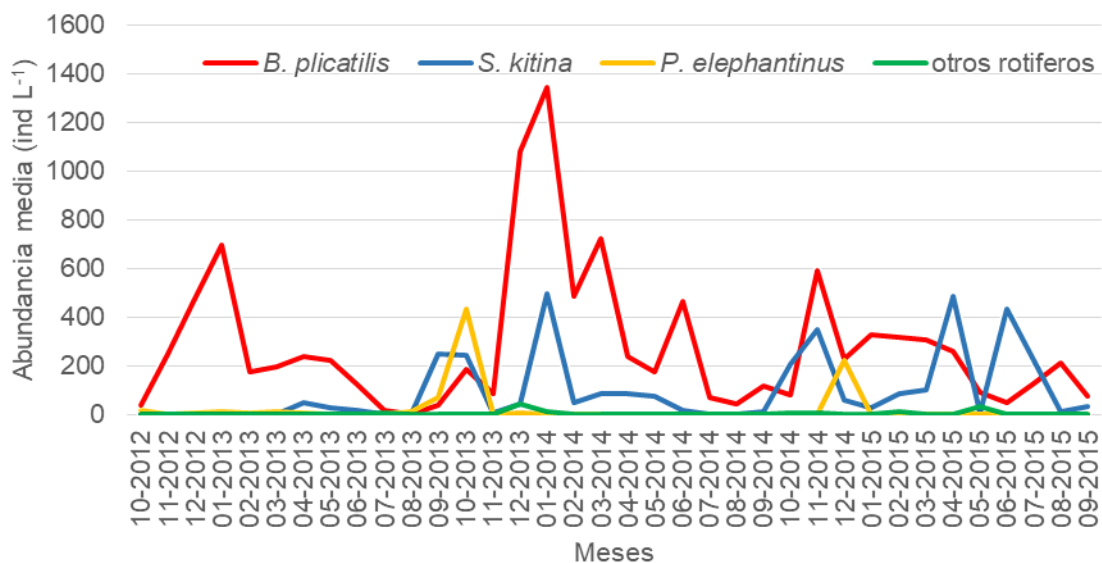


Figura 61. Abundancia media de las principales especies de rotíferos y ciliados (ind L⁻¹) presentes en La Salada durante el período de estudio.

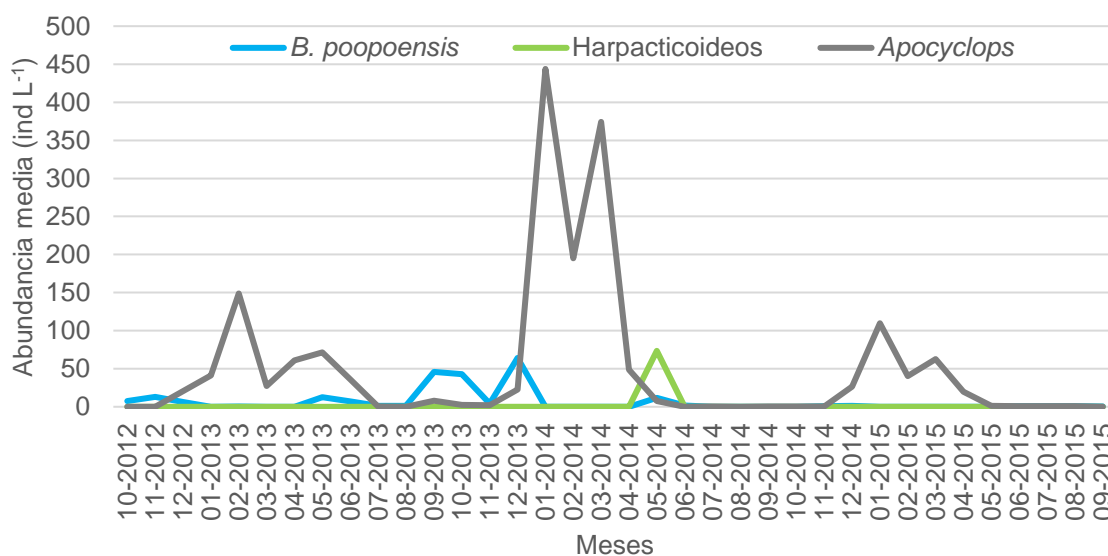


Figura 62. Abundancia media de los copépodos (ind L⁻¹) presentes en la laguna La Salada durante el período de estudio.

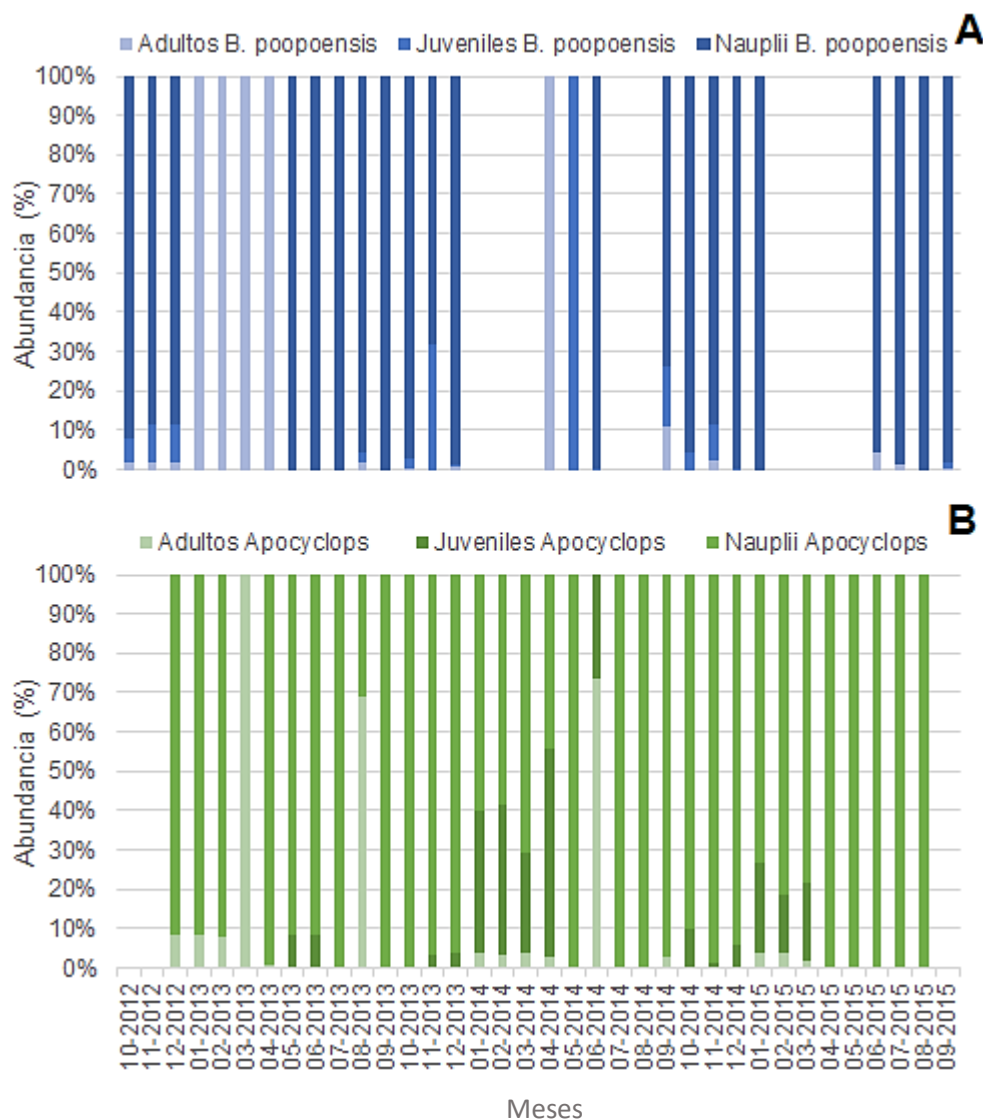


Figura 63. Abundancia porcentual media (%) de los estadíos nauplius, juvenil y adulto de **A:** *B. poopoensis* y **B:** *Apocyclops* sp. presentes en La Salada durante el período de estudio.

3.4 Biomasa del zooplancton

Respecto a los valores de biomasa, los rotíferos también fueron predominantes durante el período de estudio, aportando el 46% del total de la biomasa, seguidos por el ciliado *P. elephantinus* con un 27% y el ciclopoideo *Apocyclops* sp. con 23% (Figura 64). Los mayores valores de biomasa se registraron en los meses de primavera y verano, variando entre 0,005 mg L⁻¹ (julio 2013) y 0,469 mg L⁻¹ (octubre 2013) (Figura 65). De la biomasa aportada por los rotíferos, la mayor parte correspondió a *B. plicatilis*, mientras que lo aportado por las demás especies no fue significativo (Figura 65). Por otro lado, el aporte de *P. elephantinus* fue importante, sobre todo en la

primavera de 2013 y en diciembre del 2014 (Figura 65). Respecto a los copépodos, la biomasa aportada por *Apocyclops* sp. varió entre 0 y 0,19 mg L⁻¹, alcanzando los valores máximos en el verano, predominando los adultos (Figura 66). De la biomasa total de *Apocyclops* sp. el 25% fue aportado por los individuos adultos, 46% por juveniles y 29% por estadios nauplii. Por otro lado, *B. popoensis* presentó valores bajos de biomasa, entre 0 y 0,018 mg L⁻¹, con valores máximos en la primavera del 2013 (Figura 67). De la biomasa total aportada por *B. popoensis*, solo 2% correspondió a adultos, 19% fueron juveniles y 80% estadios nauplii.

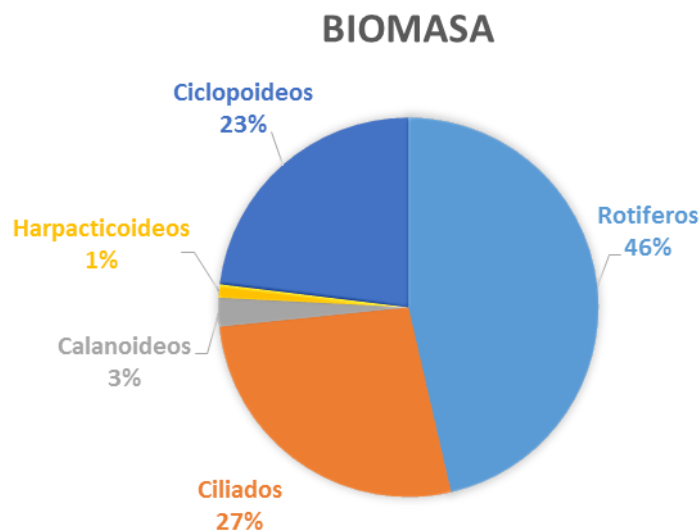


Figura 64. Biomasa porcentual del zooplancton (%) por grandes grupos en La Salada durante el período de estudio.

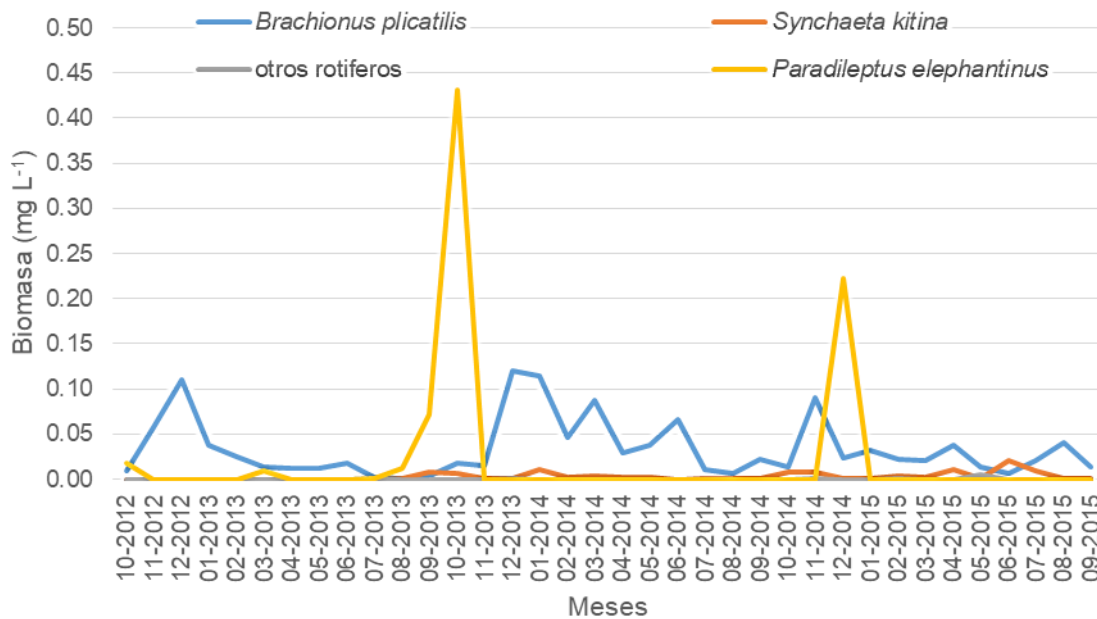


Figura 65. Biomasa del microzooplancton (mg L⁻¹) correspondientes al de la laguna durante el período de estudio.

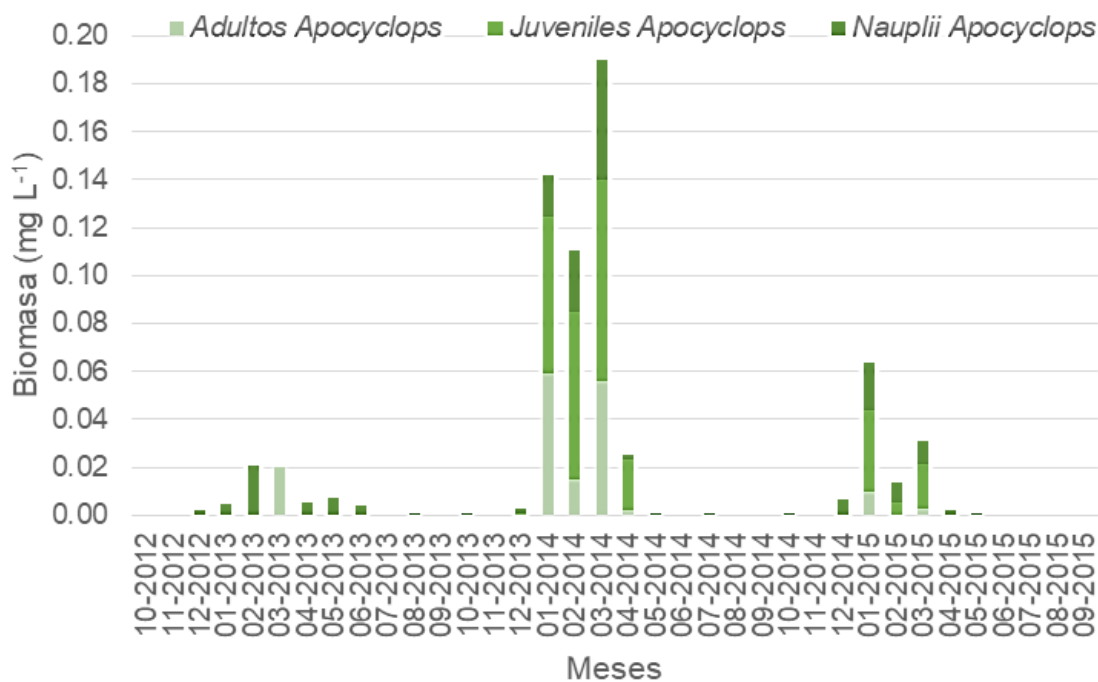


Figura 66. Biomasa (mg L⁻¹) del copépodo ciclopoideo *Apocyclops* sp. en la laguna La Salada durante el período de estudio.

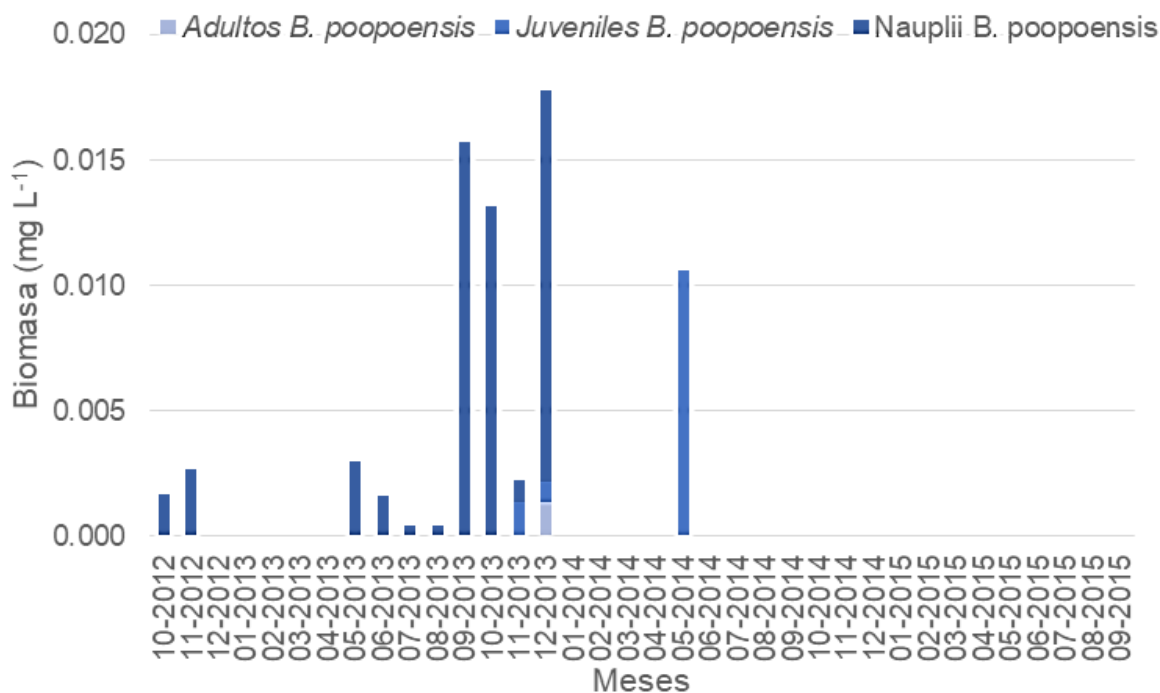


Figura 67. Biomasa del copépodo calanoideo *B. poopoensis* (mg L⁻¹) en la laguna La Salada durante el período de estudio.

4 DISCUSIÓN

El zooplancton de la laguna La Salada se caracterizó por su baja diversidad, por la presencia de especies halófilas y de tamaño pequeño y por la dominancia de los rotíferos durante todo el período de estudio. Las especies encontradas, se encuentran entre las citadas para otras lagunas salinas de la Región Pampeña (Echaniz, y Vignatti, 2010; Echaniz *et al.*, 2011; Echaniz *et al.*, 2015; Del Ponti *et al.*, 2015) y del mundo (Derry *et al.*, 2003; Arora y Mehra, 2009; Buyurgan *et al.*, 2010). El zooplancton estuvo dominado por rotíferos, particularmente *B. plicatilis*, una especie cosmopolita, tolerante a la salinidad, con predominancia a las aguas mesosalinas (Pejler, 1995; Derry *et al.*, 2003) y *S. kitina* de menor tamaño. La diferencia espacial observada en los rotíferos durante el período de estudio, principalmente en el mes de diciembre de 2012, se explicaría por la acción del viento en las lagunas someras, que puede provocar el agrupamiento del plancton en ciertos sitios, un efecto que ha sido descrito para lagunas someras (Paturej y Gutkowska, 2015; Afonina y Ttashlykova, 2017).

Respecto a los copépodos, el ciclopoideo *Apocyclops* sp. presentó las mayores abundancias en verano. Este género ha sido hallado también en otras lagunas salinas del mundo (Williams *et al.*, 1998; Anufrieva, 2015). La dominancia por parte de los rotíferos y el hecho de que las abundancias de los copépodos fueran bajas estando representadas mayormente por ciclopoideos, es característico de ambientes sujetos a una fuerte presión de predación por peces omnívoros como *Odontheistes* sp. (Iglesias *et al.*, 2011). Los calanoideos estuvieron representados por *B. poopoensis*, una especie halotolerante típica de lagunas salinas (5-90 g. L⁻¹) y con una distribución geográfica amplia y endémica de la región Neotropical (Menu-Marque *et al.*, 2000). La prevalencia de *B. plicatilis* y la escasa abundancia relativa de *B. poopoensis* no es común en las lagunas salinas pampeanas, donde frecuentemente el zooplancton se encuentra dominado por crustáceos, particularmente por *B. poopoensis*, que alcanza densidades y biomasa elevadas (Echaniz *et al.*, 2006, 2015; Echaniz, 2010; Echaniz y Vignatti, 2011). Sin embargo, la predominancia de rotíferos es común en lagunas salinas con bajas concentraciones de material en suspensión y presencia de fauna íctica zooplanctívora (Echaniz *et al.*, 2008, 2009; Vignatti *et al.*, 2012a). Otros estudios también sugieren que la predación por parte de peces ejerce el control principal sobre la estructura de tamaños del zooplancton en lagunas salinas, ya que la densidad de los peces se encuentra relacionada negativamente con la disminución en el tamaño medio y densidad del zooplancton (Brucet *et al.*, 2010), reflejándose en una dominancia de especies pequeñas y poco diversas como en La Salada. Sin embargo, los valores de biomasa del zooplancton no parecerían ser suficientes para mantener por sí solos una comunidad de peces planctívoros. Informes técnicos llevados a cabo en La Salada por la Dirección Provincial de Pesca del Ministerio de Asuntos Agrarios, han determinado que la fauna íctica estaría conformada por el pejerrey (*Odontheistes* sp.) y la madrecita de agua (*Jenynsia lineata*), ambas especies zooplanctívoras (Bersain 2012; Bersain y Velasco 2015). Sin embargo el contenido estomacal de los pejerreyes indicó una dieta basada en caracoles (Leandro Miranda, comunicación personal). El pejerrey presenta adaptaciones morfológicas para la retención de los microorganismos del plancton dado su reducido tamaño, pero poseen versatilidad trófica al poder ampliar su nicho acorde a diferentes circunstancias asociadas a las oportunidades de alimento (Grosman, 1995) como en el caso de La Salada. Por ende, se podría sugerir que el zooplancton de La Salada no constituye el alimento principal del pejerrey, aunqueo probablemente sea consumido por sus estadíos juveniles y los

de las madrecitas. Este consumo favorecería a las especies de talla pequeña disminuyendo la abundancia de las de mayor talla como los copépodos. Por otro lado, cuando comenzó este estudio en el año 2012, los valores de biomasa de pejerrey encontrados resultaron mayores ($6,7 \text{ kg Ha}^{-1}$) que en el año 2015 cuando finalizó ($1,36 \text{ kg Ha}^{-1}$). Evidentemente desciende el estado trófico del ambiente, debido a un menor ingreso de agua de los canales dado la abundante precipitación. El ingreso del agua del Río Colorado sería una fuente de energía alóctona para la laguna. A su vez, tanto la abundancia como la biomasa zooplanctónica fueron bajas, pudiendo afectar el desarrollo de los niveles tróficos superiores. La comunidad de pejerrey de La Salada, a diferencia de otras lagunas pampeanas, resultó pobre y mal estructurada (Bersain y Velasco, 2015), con una cantidad escasa de individuos de la menor talla en relación al número de adultos, probablemente producto tanto de la pesca como de la baja producción en la laguna.

La salinidad desempeña un rol indirecto favoreciendo el desarrollo de las especies halotolerantes. Trabajos desarrollados en lagunas salinas alcalinas de la Región Pampeana, señalan que la gran mayoría no presenta ensambles de peces (García *et al.*, 1997; Echaniz *et al.*, 2006, 2011; Vignatti *et al.*, 2012b), aunque algunas cuentan con este nivel trófico (Kopprío *et al.* 2012; del Ponti *et al.*, 2015) la gran mayoría no presenta ese recurso. En muchas lagunas, la presencia de *B. poopoensis* y *B. plicatilis* es común, así como también los cladóceros como *Moina eugeniae*, *Moina macrocopa* y *Daphnia menucoensis*. En el caso de La Salada los cladóceros fueron escasos y estuvieron representados sólo por chidóridos. Tanto los cladóceros como los copépodos tienen superioridad competitiva por sobre los rotíferos (Brooks y Dodson, 1965). En otras lagunas salinas, la presencia de cladóceros halotolerantes es común y se encuentra relacionado a la ausencia de peces zooplanctívoros (Vignatti *et al.*, 2012b). Sin embargo, también pueden encontrarse de manera esporádica en lagunas con peces (Echaniz *et al.*, 2009, 2010) así como debido a la eclosión de huevos presentes en el fondo, pero que luego fallan en el establecimiento de una población estable (Del Ponti *et al.*, 2015), lo cual podría ser el caso de La Salada.

Por otro lado, el hecho de que las especies dominantes sean de pequeño porte y que los copépodos se encontraron representados mayormente por estadíos nauplii y juveniles, coincide con lo encontrado en otras lagunas sujetas a una gran variabilidad en el nivel de agua (Gallo-Sanchez, 2009). Esto puede ser el resultado

de un proceso adaptativo, utilizando como un mecanismo de conservación poblacional la activación de eventos reproductivos, ante un ambiente fluctuante con un tiempo de retención corto y de las fluctuaciones de las condiciones físico-químicas en respuesta a cambios en el nivel del agua como ocurre en esta laguna debido al manejo antrópico.

Son escasos los estudios que han analizado la biomasa zooplanctónica en lagunas salinas pero los valores registrados en La Salada se encuentran entre los citados para las mismas (Afonina y Tashlykova, 2017). La biomasa presentó una dinámica similar a la abundancia durante el período de estudio, excepto en aquellas ocasiones donde *P. elephantinus* predominaba. Este ciliado de gran porte ($> 100 \mu\text{m}$), de hábitos omnívoros, se alimenta del fitoplancton e incluso de otros ciliados y rotíferos (Gaedke y Wickham, 2004). El aumento en la biomasa de ciliados se vió acompañado en una disminución notable de la abundancia y biomasa de *B. plicatilis*, el cual estuvo presente y dominó la comunidad zooplanctónica durante todo el período de estudio. Esto podría explicarse por el hecho de que los ciliados son muy dinámicos, respondiendo rápidamente a cambios físicos, químicos y biológicos en el ambiente (Jezbera *et al.*, 2003). Modenutti y Pérez (2001) encontraron que la presencia de estos grandes ciliados se encuentra relacionada a la calidad de alimento, alimentándose mayormente de rotíferos cuando están disponibles. Zingel y Nöges (2010) también describieron a esta especie como controlada por la disponibilidad de alimento (Bottom-up) y presentando las abundancias máximas en primavera, como en este caso.

CAPÍTULO 6

EFFECTO DE LA VARIABILIDAD CLIMÁTICA Y EL MANEJO ANTRÓPICO SOBRE LA DINÁMICA TEMPORAL DEL ZOOPLANCTON

1 INTRODUCCIÓN

La composición y abundancia del zooplancton de los cuerpos de agua epicontinentales, integrados sobre todo por protistas, rotíferos y crustáceos (Margalef, 1983) son controladas por variables ambientales y biológicas. El nivel del agua en las lagunas someras fluctúa intra e interanualmente de manera natural dependiendo en gran medida de las condiciones climáticas y las actividades humanas (Gafny y Gasith, 1999; Beklioglu *et al.*, 2007), lo cual se intensifica aún más en las cuencas someras. A nivel mundial, los patrones de temperatura y precipitación han cambiado de manera notable en las últimas décadas y se predice que cambiarán aún más en el futuro. Esto magnificará la amplitud estacional e interanual de las fluctuaciones de nivel del agua, provocando un estrés hidrológico importante, particularmente en las lagunas someras (IPCC, 2014). Sin embargo, las fluctuaciones de nivel son necesarias para la supervivencia de muchas especies, asegurando tanto la productividad como la biodiversidad (Gafny *et al.*, 1992; Gafny y Gasith, 1999). Sólo las inundaciones o sequías extremas tienen efectos negativos para la biota y el hombre (Sparks *et al.*, 1998). Éstas a menudo representan uno de los impactos más importantes en el desarrollo de los ecosistemas lagunares, particularmente en el estado trófico, penetración de la luz, dinámica planctónica y el desarrollo litoral (Moos *et al.*, 2005; Laird y Cumming, 2008; Wolin y Stone, 2010). Además, alteran la morfometría lagunar, afectando a su vez las tasas de sedimentación, resuspensión y dinámicas biogeoquímicas (Bohn *et al.*, 2016).

El plancton es un indicador importante de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y su estado ecológico (Jeppesen *et al.*, 2011). Particularmente, en las lagunas someras salinas, las fluctuaciones en el nivel del agua y los consecuentes cambios de la salinidad pueden afectar la estructura trófica al disminuir la diversidad de las especies acuáticas cuando se superan sus tolerancias

osmóticas (Vignatti *et al.*, 2012a, 2012b; Barnes y Wurtsbaugh, 2015; Jeppesen *et al.*, 2015). A su vez, otros factores como la permanencia del hábitat, el manejo del agua, las entradas de agua dulce (enriquecida con nutrientes por la actividad del hombre) y las interacciones tróficas, alteran la estructura de las comunidades acuáticas en las lagunas salinas (Jeppesen *et al.*, 1994; Barker *et al.*, 2008; Larson y Belovsky, 2013; Stenger-Kovács *et al.*, 2014). En este sentido, se ha observado que en estos sistemas la riqueza de especies decrece con el incremento de la salinidad y de la carga de nutrientes (Larson y Belovsky, 2013).

En la mayoría de los sistemas acuáticos, los períodos de obtención de datos relativamente cortos dificultan el entendimiento del efecto de las variables ambientales sobre sus comunidades. Sin embargo, la tecnología de sensores provee la oportunidad de monitorear numerosas variables ecológicas importantes a diferentes escalas temporales (Staehr *et al.*, 2010; Laas *et al.*, 2012, Alfonso *et al.*, 2015). Los efectos de las fluctuaciones de nivel del agua debido a factores meteorológicos y antropogénicos en la dinámica del zooplancton ha sido estudiada en muchos lagos del mundo (Jeppesen *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2015; Debastiani-Júnior y Nogueira, 2016), sin embargo, aún son escasos los estudios en lagunas del hemisferio sur (Renella y Quirós, 2006; Chaparro *et al.*, 2016; Pilati *et al.*, 2016), particularmente en lagunas salinas con manejo antrópico (Vignatti *et al.*, 2012a; Del Ponti *et al.*, 2015). La salinidad es un factor dominante, influenciando la diversidad en las lagunas salinas además de otros parámetros físico-químicos (ej. temperatura, nutrientes, etc.), los cuales también son determinantes de las comunidades planctónicas. Bajo la hipótesis de que el manejo del agua en la laguna produce cambios importantes en las variables físico-químicas, el objetivo de este capítulo es determinar el efecto de las entradas de agua del Río Colorado sobre los parámetros limnológicos (físico-químicos) del sistema lagunar y su impacto sobre el zooplancton de la laguna La Salada.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Análisis de datos

Para el estudio propuesto se tuvieron en cuenta las especies con una contribución $\geq 3\%$ de la abundancia total del zooplancton. Se realizó un análisis de

correlación de Spearman a fin de identificar las variables ambientales con un rol significativo en la dinámica zooplanctónica. A partir de un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) se encontró una relación lineal para las variables bióticas (abundancia y biomasa), por lo tanto se realizó un Análisis de Redundancia (RDA) a fin de determinar las variables ambientales responsables de la variación del zooplancton. La importancia de la contribución de las variables ambientales para explicar la varianza del zooplancton fue testada a través de un Test de Permutación de Monte Carlo. Fueron consideradas significativas aquellas variables con un $p < 0,05$. Todos los análisis se realizaron con STATISTICA 7[®], CANOCO software (Ter Braak, 1986) and InfoStat[®]

3 RESULTADOS

3.1 Relación entre la comunidad zooplanctónica y las variables ambientales

A continuación se detallan los resultados de distintos análisis estadísticos a fin de determinar la relación entre el zooplancton y las principales variables ambientales.

3.1.1 Correlación de Spearman

a) Abundancia

Respecto a los valores de abundancia, se encontraron correlaciones positivas entre los ciclopoideos y los rotíferos ($r = 0,64$; $p < 0,001$) y entre los ciliados y los calanoideos ($r = 0,436$; $p < 0,01$). A su vez las abundancias de los ciclopoideos estuvieron correlacionadas positivamente con la conductividad ($r = 0,48$; $p < 0,02$) y la temperatura ($r = 0,45$; $p < 0,01$) y negativamente con el nivel del agua ($r = -0,41$; $p < 0,02$) y la Cl a ($r = -0,39$; $p < 0,03$). Por otro lado la abundancia de los rotíferos correlacionó positivamente con la temperatura ($r = 0,53$; $p < 0,002$) y negativamente con la Cl a ($r = -0,57$; $p < 0,001$) y el OD ($r = -0,55$; $p < 0,002$). Finalmente, tanto los ciliados como los calanoideos correlacionaron positivamente con el PT ($r = 0,47$; $p < 0,009$ y $r = 0,38$; $p < 0,03$ respectivamente) y el Norg ($r = 0,66$; $p < 0,0001$ y $r = 0,51$; $p < 0,004$ respectivamente).

b) Biomasa

De manera similar a las abundancias, la abundancia de calanoideos y de ciliados y de los ciclopoideos y los rotíferos estuvieron positivamente correlacionados ($r = 0,40$; $p < 0,03$ y $r = 0,52$; $p < 0,003$, respectivamente). A su vez la biomasa de los rotíferos correlacionó positivamente con la temperatura ($r = 0,53$; $p < 0,003$) y negativamente con el OD ($r = -0,55$; $p < 0,002$) y la Cl a ($r = -0,58$; $p < 0,001$). La biomasa de los ciclopoideos correlacionó positivamente con la conductividad ($r = 0,48$; $p < 0,008$) y la temperatura ($r = 0,45$; $p < 0,01$) y negativamente con el nivel del agua ($r = -0,41$; $p < 0,02$) y la Cl a ($r = -0,39$; $p < 0,03$). Finalmente, las biomásas de los ciliados y de los calanoideos correlacionaron positivamente con el PT ($r = 0,47$; $p < 0,009$ y $r = 0,38$; $p < 0,04$ respectivamente) y el Norg ($r = 0,66$; $p < 0,0001$ y $r = 0,49$; $p < 0,006$, respectivamente).

3.1.2 Análisis de redundancia (RDA)

A partir del RDA se encontraron claras diferencias interanuales en la dinámica zooplanctónica en relación a la entrada de agua en la laguna (Figuras 68 y 69) durante el período de estudio. Los dos primeros ejes explicaron el 51% (Abundancia) y el 45% (Biomasa) de la varianza observada. En el caso de la abundancia las principales variables explicativas fueron los nutrientes, el caudal de agua que ingresó en la laguna, la conductividad, la temperatura y el OD (Figura 68). En el caso de la biomasa, las variables explicativas fueron el Norg, el caudal, la temperatura y la conductividad (Figura 69). Se observó claramente el efecto del manejo antrópico en la laguna durante el período de estudio, principalmente las entradas de agua del Río Colorado acompañado y el incremento en la concentración de nutrientes entre agosto y octubre (Figuras 12, 13, 22 y 23). Particularmente, durante el año 2013, que fue el año con mayor ingreso de agua durante esos meses, se observó el reemplazo de los rotíferos por el ciliado *P. elephantinus* (Figuras 53 y 57). Tanto la abundancia como la biomasa de *P. elephantinus* se relacionaron con la entrada de agua y el aumento de nutrientes en la laguna (Figuras 68 y 69). Esto también se observó en el caso del calanoideo *B. poopoensis* (Figuras 68 y 69). Por otro lado, las especies dominantes *B. plicatilis* y *Apocyclops sp.* se relacionaron con la temperatura, encontrándose sus mayores abundancias y biomásas en los meses cálidos (Figuras 68 y 69). Los harpaticoideos se asociaron con otras especies poco frecuentes como *Polyarthra sp.* y *Keratella sp.*

durante los meses de otoño (Figura 68). Por último las abundancias de las especies menos frecuentes de rotíferos y de los chidoriidos se vieron asociados a los mayores valores de OD y menores niveles de conductividad en los meses de primavera (Figura 68).

En relación a la dinámica temporal de la abundancia y la biomasa zooplanctónica, se observó un claro agrupamiento de las muestras entre estaciones regulada por la temperatura. Sin embargo se observaron algunas peculiaridades, como en las biomásas correspondientes a los meses de agosto, septiembre y octubre de 2013 y julio de 2015 que se separan en gran medida debido a sus diferencias de nutrientes y caudal (Figura 69). Por otro lado, la biomasa correspondiente a octubre del 2012 fue muy distinta a los años posteriores debido a la elevada conductividad registrada. También la biomasa correspondiente a marzo del 2013 fue particularmente distinta del resto de las muestras pertenecientes a los veranos por presentar un valor menor de temperatura. En las muestras de abundancia se detectó también una gran diferenciación de los meses desde julio a octubre del 2013 con el mayor nivel de nutrientes y caudal ingresado a la laguna. Por otro lado la primavera del 2012 también se distinguió por sus mayores valores de conductividad en relación al resto del período de estudio.

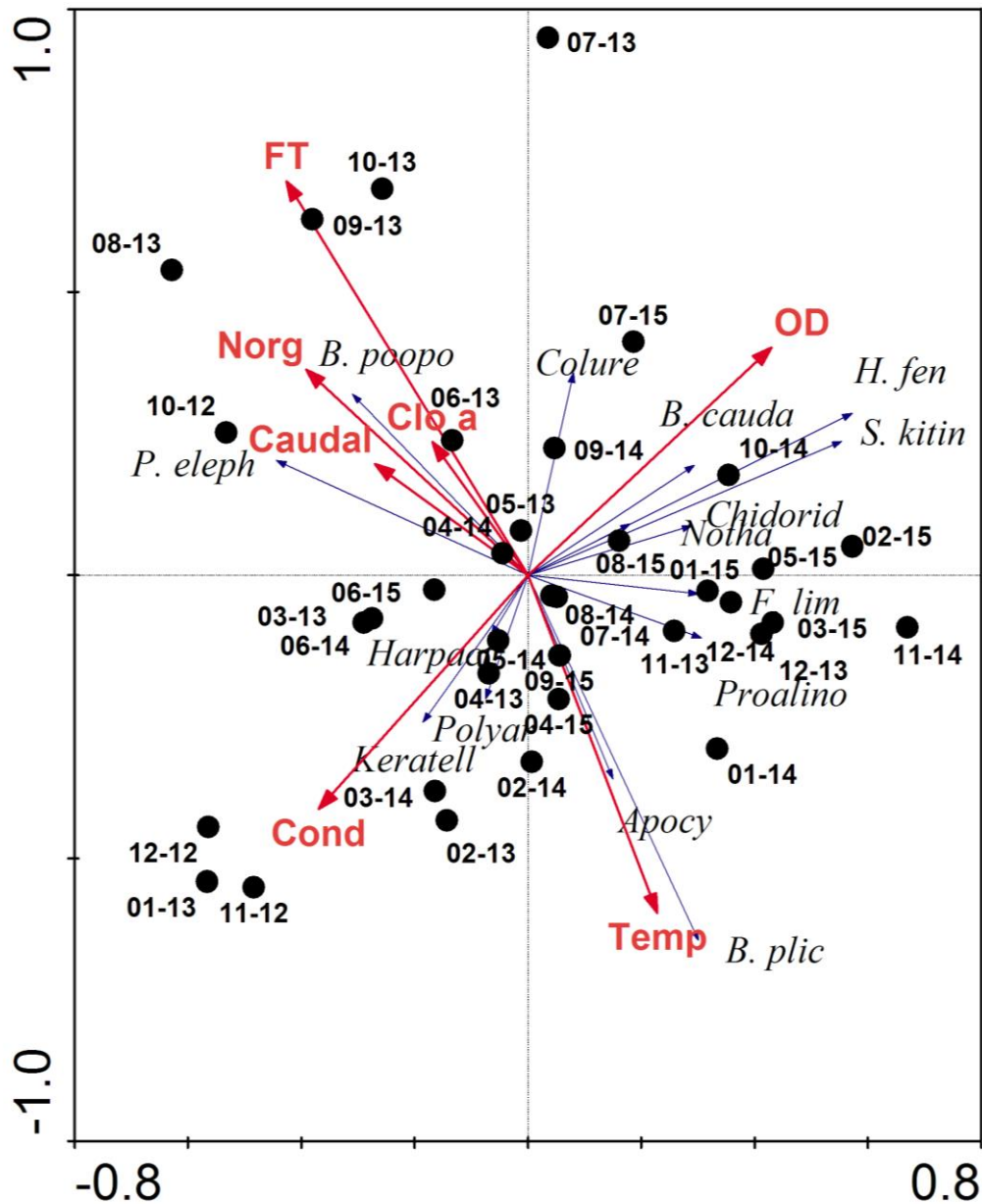


Figura 68. RDA basado en los valores de abundancia del zooplancton y las variables ambientales más significativas. Apocyclo: *Apocyclops* sp., B. plic: *Brachionus plicatilis*, H. fen: *Hexarthra fennica*, B. cauda: *Brachionus caudatus*, Harpact: Harpacticoidea, S. kitin: *Synchaeta kitina*, P. eleph: *Paradileptus elephantinus*, B. poopo: *Boeckella poopoensis*, Keratell: *Keratella* sp., Colure: *Colurella* sp., Chidorid: Chidoridae, Proalino: *Proalinopsis* sp., Notha: *Notholca* sp., F. lim: *Filinia limnetica longiseta*, Polyar: *Polyarthra* sp.

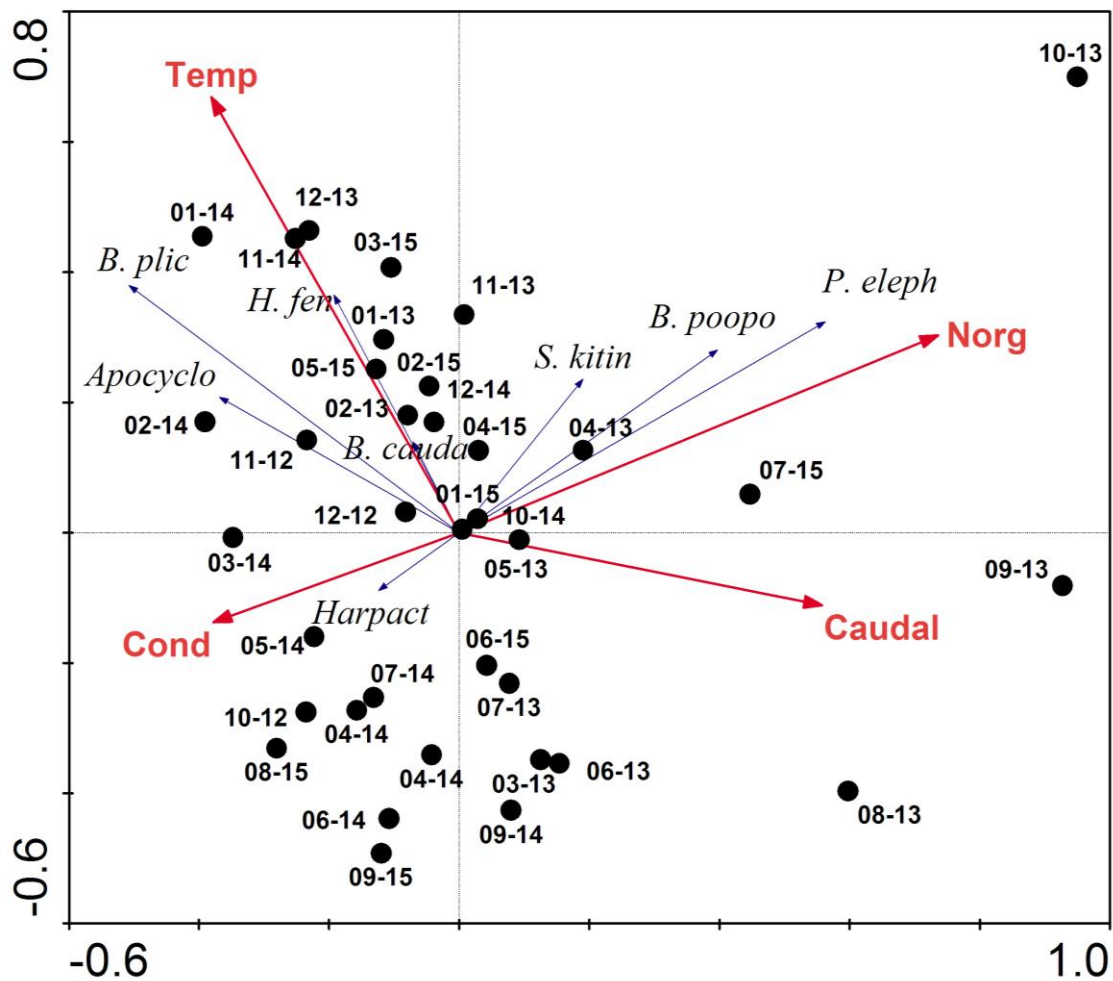


Figura 69. RDA basado en los valores de biomasa del zooplancton y las variables ambientales más significativas. Abreviaciones: Apocyclo: *Apocyclops* sp., B. plic: *Brachionus plicatilis*, H. fen: *Hexarthra fennica*, B. cauda: *Brachionus caudatus*, Harpact: Harpacticoidea, S. kitin: *Synchaeta kitina*, P. eleph: *Paradileptus elephantinus*, B. poopo: *Boeckella poopoensis*.

4 DISCUSIÓN

Durante el período de estudio la laguna La Salada presentó condiciones muy distintas de manejo entre años. Para evitar que los niveles bajos del agua afectaran al desarrollo de las actividades turísticas (deportes acuáticos, pesca deportiva, uso del balneario, etc.), las autoridades de CORFO permitieron la entrada de una mayor cantidad de agua durante el año 2013 (Figura 9, año de sequía) a fin de mantener un nivel aceptable (Alfonso *et al.*, 2017). Las lagunas ubicadas en cuencas endorreicas, como La Salada, son particularmente sensibles a los impactos de la variabilidad

climática, ya que responden de manera rápida a los eventos de sequía e inundación debido a su escasa profundidad (Starks *et al.*, 2014). Los ingresos de agua y las consecuentes fluctuaciones del nivel de la laguna produjeron cambios importantes en la conductividad y en las concentraciones de nutrientes, como se pudo observar en el RDA. Esto se observó principalmente en el período entre agosto y septiembre del 2013, cuando el ingreso de agua fue mayor que en los demás años, reflejándose además en los valores de conductividad y nutrientes. Ésto, en conjunto con la variación estacional de la temperatura, reguló la composición y dinámica del zooplancton en la laguna.

La comunidad zooplanctónica se caracterizó por la presencia de organismos pequeños y un escaso número de especies, con una clara dominancia del rotífero *B. plicatilis* (Alfonso *et al.*, 2017). La abundancia y biomasa del zooplancton mostraron respuestas interanuales distintas a las principales variables físico-químicas. La dinámica de la abundancia zooplanctónica se encontró regulada por los cambios estacionales de temperatura, con valores mayores en los meses cálidos y menores en los meses fríos. A su vez se observó una dinámica alternada con la Cl a, indicadora del fitoplancton, que por su parte presentó los mayores valores en los meses fríos (Alfonso *et al.*, 2017), contrastando con otras lagunas someras dónde las floraciones fitoplanctónicas ocurren principalmente en primavera y verano (Izaguirre *et al.*, 2015).

Por otro lado, las biomásas zooplanctónicas se encontraron reguladas por el nivel de agua, los consecutivos aumentos de los nutrientes y la disminución de la conductividad que se encontraron asociadas al manejo de la laguna, principalmente al ingreso de agua. Estas fluctuaciones excepcionales en conjunto con la temperatura se reflejaron en la biomasa del zooplancton durante el período de estudio (Alfonso *et al.*, 2017). Durante el año 2013 se produjo el reemplazo de *B. plicatilis* por *P. elephantinus* como especie dominante en términos de abundancia y biomasa en los meses de agosto a octubre, alcanzando así los mayores valores de biomasa registrados en este estudio (Alfonso *et al.*, 2017). Esto coincide con lo citado para otros estudios en lagunas eutróficas y someras, como la laguna Vörtsjärv, donde los ciliados también predominaron en primavera (Zingel y Nöges, 2010) dominando la biomasa. En este trabajo se observó que los ciliados estaban controlados por la disponibilidad de alimento (bottom-up) posiblemente como en este caso, dónde se observó una disminución en la abundancia y biomasa de *B. plicatilis* luego del

aumento en biomasa de *P. elephantinus*, (Alfonso *et al.*, 2017). Por otro lado, ingresos de agua en la laguna en primavera-invierno se asociaron con la presencia de *B. poopoensis* y *P. elephantinus*. Hay claras evidencias que demuestran que los ciliados planctónicos como *P. elephantinus* son recursos alimenticios importantes para integrantes del mesozooplankton (Dolan y Coats, 1991; Gifford, 1991) como el calanoideo *B. poopoensis*.

Durante el resto del período de estudio, la biomasa zooplanctónica estuvo regulada mayormente por las variaciones en la temperatura (Alfonso *et al.*, 2017). Esto determinó una dinámica estacional evidente, con los mayores valores de biomasa y abundancia en verano y las menores en invierno. Las muestras de verano se caracterizaron por su mayor conductividad y temperatura y la dominancia de especies eurihalinas como *B. plicatilis* y *Apocyclops* sp. Las muestras de otoño e invierno se caracterizaron por mayores niveles de biomasa fitoplanctónica, una clara disminución de las especies dominantes y aparición de especies poco frecuentes en el zooplankton. Las muestras de primavera presentaron los mayores niveles de agua y baja conductividad, y la ocurrencia de especies raras como *H. fennica* hallada también en otras lagunas pampeanas en la primavera (Echaniz *et al.*, 2006; Kozak, 2009) y *B. caudatus* asociado a niveles de agua fluctuantes y baja salinidad (Baloch *et al.*, 2009; Brandorff *et al.*, 2011).

En conclusión, los cambios en la concentración de nutrientes y en la conductividad, en conjunto con la presencia de peces zooplanctívoros, se reflejaron en una comunidad zooplanctónica de escasa diversidad, caracterizada por especies halotolerantes y de pequeño porte, con cambios característicos en la composición y biomasa como resultado del manejo del agua. A pesar que la serie de tiempo analizada en este trabajo no es lo suficientemente larga para definir tendencias, permitió identificar cambios consistentes en las variables limnológicas y en el zooplankton, importantes para tener en cuenta en el manejo futuro del recurso.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES FINALES

Los resultados de este estudio evidenciaron el impacto de las descargas de los canales de riego derivados del Río Colorado en la laguna La Salada de Pedro Luro, aportando conocimientos sobre la composición y dinámica espacio-temporal del zooplancton en respuesta a las variables físico-químicas y climáticas. La laguna La Salada se caracterizó como un cuerpo de agua polimíctico, de condición alcalina y mesosalina. Se lo caracterizó como mesotrófico-eutrófico, y a diferencia de otras lagunas pampeanas, presentó una transparencia elevada durante todo el período de estudio, debido a la presencia de carófitas halófilas en el fondo, las cuales retienen los sedimentos y evitan la resuspensión de estos.

La región donde se encuentra la laguna fue caracterizada como semiárida. Para el período de estudio, de acuerdo a los valores del IEP, el año 2012 resultó un año normal, mientras que el año 2013 fue un período muy seco mientras que los años 2014 y 2015 resultaron húmedos. Se registró un aumento de la temperatura del aire en forma significativa a partir del año 2008 y una disminución de la velocidad del viento en forma continua desde la década del '90 indicando que la zona está afectada por una variabilidad climática importante. Debido a la alternancia entre ciclos de sequía e inundación y a la importancia de las actividades turísticas dependientes del nivel del agua en La Salada, el manejo antrópico de sus aguas a partir de los canales derivados del Río Colorado fue un factor determinante. Las fluctuaciones de nivel del agua a la que está sometida la laguna fueron importantes y condujeron a variaciones significativas en sus parámetros físico-químicos, principalmente en la salinidad y en la concentración de nutrientes. Por otro lado, los valores de Cl a hallados durante el período de estudio fueron bajos en comparación con otras lagunas pampeanas, sin embargo son acordes a los citados para otras lagunas salinas y alcalinas. La elevada salinidad y alcalinidad limitarían el crecimiento fitoplanctónico, resultando en concentraciones bajas de Cl a y condiciones de elevada transparencia.

A partir del monitoreo y análisis en alta frecuencia de las variables limnológicas y climáticas se identificaron cambios importantes de escala interanual, anual, diaria, semidiurna y horaria para las distintas variables. Se destaca la detección por primera

vez de eventos de brisa en un cuerpo lagunar en la Región Pampeana que refleja la importancia de la interacción agua-atmósfera en las lagunas someras. Se detectaron variaciones en las concentraciones de OD generados por los cambios en la velocidad del viento por la presencia de eventos de brisa lagunar. También se detectaron variaciones importantes en la CI y el OD con las entradas de agua a la laguna que no pudieron ser detectadas con las mediciones de baja frecuencia y que señalan el efecto del manejo antrópico y el clima en la laguna. Por otro lado, el estudio del metabolismo ecosistémico determinó que la laguna La Salada es un cuerpo de agua autotrófico. Tanto la temperatura como las fluctuaciones en la salinidad debidas al manejo lagunar jugaron un rol importante en las características físico-químicas y biológicas del sistema. Los valores de metabolismo estuvieron dentro de los esperados para una laguna salina, siendo más productiva que otras lagunas templadas. La entrada de carbono orgánico alóctono a través de los canales podría ser una fuente suplementaria de energía importante para la comunidad, lo cual se reflejó en las tasas metabólicas, resaltando a su vez la importancia de las mediciones en alta frecuencia.

El zooplancton de la laguna La Salada se caracterizó por su diversidad baja, la presencia de especies halófilas de tamaño pequeño y la dominancia de rotíferos durante todo el período de estudio. El zooplancton estuvo dominado por *Brachionus plicatilis*, seguido por otro rotífero de menor tamaño, *Synchaeta Kitina*, mientras que el copépodo ciclopoideo *Apocyclops* sp. se registró en el verano. La dominancia de los rotíferos y la baja abundancia de copépodos (mayormente el ciclopoideo *Apocyclops* sp. y en menor medida el calanoideo halófilo *Boeckella poopoensis*) es característico de ambientes eutróficos sujetos a una gran presión de predación por peces omnívoros como *Odonthesthes* sp. Por otro lado, el hecho de que las especies representativas sean de pequeño porte y que los copépodos se encontraron representados por estadíos nauplii y juveniles en su mayoría, refleja la gran variabilidad en el nivel del agua al que se encuentra sujeto el zooplancton. Esto puede ser el resultado de un proceso adaptativo ante un ambiente fluctuante, con un corto tiempo de retención e importantes fluctuaciones en las condiciones físico-químicas en respuesta a cambios debido al manejo antrópico del nivel del agua. Durante el período de estudio la abundancia y biomasa del zooplancton mostraron respuestas distintas entre años a las principales variables físico-químicas. La dinámica de la abundancia

zooplanctónica estuvo regulada por los cambios estacionales de temperatura, con los mayores valores para los meses cálidos y los menores en los meses fríos. A su vez se observó una dinámica alternada con el fitoplancton (Cl a), el cual presentó los mayores valores en los meses fríos, difiriendo este patrón del hallado en otras lagunas someras pampeanas dónde las floraciones fitoplanctónicas se producen en primavera y verano. La biomasa zooplanctónica se estuvo regulada por el nivel del agua y los consiguientes aumentos en los nutrientes y disminución de la conductividad/salinidad asociadas al manejo de la laguna. Estas fluctuaciones en conjunto con las de la temperatura se reflejaron en los valores de biomasa durante el período de estudio.

En conclusión, los cambios en la concentración de nutrientes y en la salinidad, en conjunto con la presencia de peces zooplanctívoros, moldearon la comunidad zooplanctónica de la laguna La Salada hacia un ensamble de escasa diversidad, constituido por especies halotolerantes de pequeño porte. El zooplancton presentó cambios característicos en su composición y biomasa en respuesta al manejo antrópico de la laguna. La importante variabilidad climática de la zona, los períodos de sequías e inundaciones, determinaron una gran variación anual e interanual del nivel del agua que resultó ser un factor crucial en el desarrollo de los procesos ecológicos en la laguna.

REFERENCIAS

- Afonina, E. Y. y Tashlykova, N. A. (2017). Plankton community and the relationship with the environment in saline lakes of Onon-Torey plain, Northeastern Mongolia. *Saudi Journal of Biological Sciences*. En prensa. DOI: 10.1016/j.sjbs.2017.01.003
- Anton-Pardo, M. y Armengol, X. (2011). Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 114: 93-99.
- Anufriieva, E. V. (2015). Do copepods inhabit hypersaline waters worldwide? A short review and discussion. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 33: 1354-1361.
- Alfonso, M.B., Vitale A.J., Menéndez M.C., Perillo V.L., Piccolo M.C. y Perillo G.M.E. (2015). Estimation of ecosystem metabolism from diel oxygen technique in a saline shallow lake: La Salada (Argentina). *Hydrobiologia*, 752: 223-237.
- Alfonso, M. B.; Zunino, J. y Piccolo M. C. (2017). Impact of water input on plankton temporal dynamics from a managed shallow saline lake. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 53: 391-400.
- Aguilera, R., Livingstone, D. M., Marcé, R., Jennings, E., Piera, J. y Adrian, R. (2016). Using dynamic factor analysis to show how sampling resolution and data gaps affect the recognition of patterns in limnological time series. *Inland Waters*, 6: 284-294.
- Aliaga, V.S., Ferrelli, F., y Piccolo, M.C. (2017). Regionalization of climate over the Argentine Pampas. *International Journal of Climatology*, 37:1237-1247.
- Anderson, N. J. y Stedmon, C. A. (2007). The effect of evapoconcentration on dissolved organic carbon concentration and quality in lakes of SW Greenland. *Freshwater Biology* 52: 280-289.
- APHA/AWWA/WEF, (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edn. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Association, Baltimore.
- Arora, J., y Mehra, N. K. (2009). Seasonal dynamics of zooplankton in a shallow eutrophic, man-made hyposaline lake in Delhi (India): role of environmental factors. *Hydrobiologia*, 626: 27-40.

Baloch W.A., Jafri S.I.H. y Soomro A.N. (2009). Occurrence of planktonic rotifer in Thar desert (Sindh, Pakistan). *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research* 8: 87-94.

Barker T., Hatton K., O'Connor M., Connor L., Bagnell L. y Moss B. (2008). Control of ecosystem state in a shallow, brackish lake: implications for the conservation of stonewort communities. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 18: 221-240.

Barnes, B. D., y Wurtsbaugh, W. A. (2015). The effects of salinity on plankton and benthic communities in the Great Salt Lake, Utah, USA: a microcosm experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 807-817.

Battauz, Y. S., de Paggi, S. B. J., Paggi, J. C., Romano, M., y Barberis, I. (2013). Zooplankton characterisation of Pampean saline shallow lakes, habitat of the Andean flamingoes. *Journal of Limnology*, 72: 531-542.

Battistoni, P. A. (1995). Crustacea Copepoda, p. 953-971. En: E.C. Lopretto y G. Tell (Eds). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. La Plata, Ediciones Sur. Tomo III, 1401p.

Beklioglu, M.; Altinayar, G. y Tan, C. (2006). Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archiv für Hydrobiologie*, 166 (4): 535-556.

Beklioglu M, Altinayar G y Tan C. O. (2007) Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archive fur Hydrobiologia*, 166: 535-55.

Bendat, J. S. y Piersol, A. G. (2000). *Random Data. Analysis and Measurement Procedures*. John Wiley and Sons.

Bersain, G., (2012). Laguna La Salada de Pedro Luro, Partido de Villarino. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N°136. Estación Hidrobiológica de Chascomús. Dirección de desarrollo de aguas continentales y acuicultura. Dirección provincial de pesca. Ministerio de Asuntos Agrarios. Ciudad de Buenos Aires, Buenos Aires.

Bersain, G. y Velasco C. A. M. (2015). Laguna La Salada de Pedro Luro, Partido de Villarino. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N°156. Dirección de actividades pesqueras y acuicultura. Dirección Provincial de Pesca. Ministerio de Agroindustria.

Berasain, G. E., Colautti, D. C., Lenicov, M. R., Argemi, F., Bohn, V. Y. y Miranda, L. A. (2015). Impact of water salinity on *Odontesthes bonariensis* (Actinopterygii, Atherinopsidae) fisheries in Chasicó Lake (Argentina). *Hydrobiologia*, 752: 167-174.

Bloomfield, P. (1976). *Fourier Analysis of Time Series: An Introduction*. Wiley

Bohn V. Y., Delgado A. L., Piccolo M. C. y Perillo G. M. (2016). Assessment of climate variability and land use effect on shallow lakes in temperate plains of Argentina. *Environmental Earth Sciences* 75: 1-15.

Boix, D., Sala, J., Gascyn, S., Martinoy, M., Gifre, J., Brucet, S., Badosa, A., Lypez-Flores, R. y Quintana, X. (2007). Comparative diversity of crustaceans and aquatic insects from various water body types in coastal Mediterranean wetlands. *Hydrobiologia*, 584, 347-359.

Borics G., Tóthmérész B., Lukács B.A. y Várbíró G. (2012). Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia*, 698: 251-262.

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

Boveri, M.B. y Quirós, R. (2002). Trophic interactions in Pampean shallow lakes: evaluation of silverside cascading effects in mesocosm experiments. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1274-1278.

Brandorff G. O., Pinto-Silva V. A. y Morini A. A. (2011). Zooplankton: species diversity, abundance and community development. En: Junk, W.J., Da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M. (eds.), *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large Neotropical seasonal wetland*, Sofia, Moscow, 355-391 pp.

Bresciani, M., Rossini, M., Morabito, G., Matta, E., Pinardi, M., Cogliati, S. y Giardino, C. (2013). Analysis of within-and between-day chlorophyll-a dynamics in Mantua

Superior Lake, with a continuous spectroradiometric measurement. *Marine and Freshwater Research*, 64: 303-316.

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

Brucet, S., Boix, D., Quintana, X. D., Jensen, E., Nathansen, L. W., Trochine, C. y Jeppesen, E. (2010). Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: implications for effects of climate change. *Limnology and Oceanography*, 55: 1697-1711.

Burić Z., Kiss K.T., Ács E., Viličić D., Caput Mihalić K. y Carić M. (2007). The occurrence and ecology of the centric diatom *Cyclotella choctawhatcheeana* Prasad in a Croatian estuary. *Nova Hedwigia*, 84: 135-153.

Buyurgan, Ö., Altındağ, A., y Kaya, M. (2010). Zooplankton community structure of Asartepe dam lake (Ankara, Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10: 135-138.

Campbell, C. E., y Prepas, E. E. (1986). Evaluation of factors related to the unusually low chlorophyll levels in prairie saline lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 846-854.

Capelli de Steffens, A., Campo de Ferreras, A., y Alicia Capelli de Steffens, A. C. (1994). La transición climática en el sudoeste bonaerense. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía. 76 pp.

Cassie R. (1971). Sampling and statistics. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. IBP (International Biological Programme) Handbook. Slackwell: Oxford. 17 pp.

Caraco, N. F. y Cole, J. J. (2004). When terrestrial organic matter is sent down the river: Importance of allochthonous C inputs to the metabolism in lakes and rivers. En: *Food webs at the landscape level*. Univ. of Chicago Press, Chicago. p. 301-316.

Chaparro, G., Marinone, M. C., Lombardo, R. J., Schiaffino, M. R., de Souza Guimarães, A., y O'Farrell, I. (2011). Zooplankton succession during extraordinary drought–flood cycles: a case study in a South American floodplain lake. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 41: 371-381.

Chaparro G., Fontanarrosa M. S. y O'Farrell I. (2016). Colonization and succession of zooplankton after a drought: Influence of hydrology and free-floating plant dynamics in a floodplain lake. *Wetlands*, 36: 85-100.

Colautti, D., Baigún, C., Llombart, F., Maiztegui, T., De Souza, J. G., Solimano, P. y Berasain, G. (2015). Fish assemblage of a Pampean shallow lake, a story of instability. *Hydrobiologia*, 752: 175-186.

Cole, J. J. y Caraco, N. F. (1998). Atmospheric exchange of carbon dioxide in a low-wind oligotrophic lake measured by the addition of SF₆. *Limnology and Oceanography*, 43: 647-656.

Cole, J. J., Pace, M. L., Carpenter S. R. y Kitchell, J. F. (2000). Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulation. *Limnology and Oceanography*, 45: 1718-1730.

Coloso, J. J., Cole, J. J., y Pace, M. L. (2011). Short-term variation in thermal stratification complicates estimation of lake metabolism. *Aquatic Sciences*, 73: 305-315.

Coops, H. y Hosper, S. H. (2002). Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Lake and Reservoir Management*, 18: 293-298.

Coops, H.; Beklioglu, M. y Crisman, T. L. (2003). The role of water level fluctuations in shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia*, 506: 23-27.

Dangavs, N. V. (2005). Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En: *Geología y recursos minerales de la provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*, La Plata. Capítulo 8, 219- 236 pp.

Debastiani-Júnior, J.R. y Nogueira, M.G. (2016). How water level management affects cladoceran assemblages in lakes lateral to a reservoir. *Marine and Freshwater Research*, 67: 1853-1861.

Del Giorgio, P. A. y Peters, R. H. (1994). Patterns in planktonic P:R ratios in lakes: Influence of lake trophic and dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 39: 772-787.

De los Ríos P. (2005). Richness and distribution of zooplanktonic crustacean species in Chilean Andes mountains and southern Patagonia shallow ponds. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14: 817-822.

Del Ponti O. D., Cabrera G. C., Vignatti, A. M. y Echaniz, S. A. (2015). Dynamics of the Limnological Parameters and Zooplankton of La Brava, a Shallow Lake of the Atuel-Salado-Chadileuvú-Curacó Rivers System (La Pampa, Argentina). *Applied Ecology and Environmental Science*, 3: 193-199.

Derry, A. M., Prepas, E. E., y Hebert, P. D. N. (2003). A comparison of zooplankton communities in saline lakewater with variable anion composition. *Hydrobiologia*, 505: 199-215.

Díaz, O. y Colasurdo, V. (2008). El agua revela sus secretos. Químicas de las lagunas pampeanas, En: Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. F. Grosman (comp.). Universidad del Centro de la provincia de Buenos Aires, Tandil, 47-66.

Diovisalvi, N., Echeverry, G. E. S., Lagomarsino, L. y Zagarese, H. E. (2015). Seasonal patterns and responses to an extreme climate event of rotifers community in a shallow eutrophic Pampean lake. *Hydrobiologia*, 752: 125-137.

Diovisalvi, N., Bohn, V. Y., Piccolo, M. C., Perillo, G. M., Baigún, C., y Zagarese, H. E. (2015). Shallow lakes from the Central Plains of Argentina: an overview and worldwide comparative analysis of their basic limnological features. *Hydrobiologia*, 752: 5-20.

Dolan J. R., Coats D. W. (1991). A study of feeding in predacious ciliates using prey ciliates labeled with fluorescent microspheres. *Journal of Plankton Research*, 13: 609-627.

Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G. y Middelburg, J. J. (2006). The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51: 2388-2397.

Du, J., Fang, J., Xu, W. and Shi, P. (2013). Analysis of dry/wet conditions using the standardized precipitation index and its potential usefulness for drought/flood monitoring in Hunan Province, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 27: 377-387.

Duarte, C. M., Prairie, Y. T., Montes, C., Cole, J. J., Striegl, R., Melack, J., y Downing, J. A. (2008). CO₂ emissions from saline lakes: A global estimate of a surprisingly large flux. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113.

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

Dumrauf, M. V. (2008). Evolución de la Frontera agrícola en los partidos de Villarino y Patagones, período 1975-2005 y su implicancia en el deterioro ambiental. Tesis de grado de licenciatura en geografía. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 120 pp.

Durham, W. M., y Stocker, R. (2012). Thin phytoplankton layers: characteristics, mechanisms, and consequences. *Annual Review of Marine Science*, 4: 177-207.

Echaniz, S., Vignatti, A., José de Paggi, A., Paggi, J. y Pilati, A. (2006). Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes. *International Review Hydrobiologia*, 91:86-100.

Echaniz, S., Vignatti, A., y Bunino, P. (2008). El zooplancton de un lago somero hipereutrífico de la región central de Argentina: cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8: 63-71.

Echaniz, S. A., Vignatti, A. M., Segundo, J. D., y Rosa, L. P. (2011). Cambios en la diversidad y biomasa zooplanctónica durante una estación de crecimiento en un lago somero temporario hiposalino de La Pampa. *BioScriba*, 4: 1-12.

Echaniz, S. A., Vignatti, A. M., Cabrera, G. C., y Paggi, S. B. J. D. (2012). Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity in central Argentina. *Biota Neotropica*, 12: 41-48.

Echaniz, S. y Vignatti, A. (2013). Trophic status of shallow lakes of La Pampa (Argentina) and its relation with the land use in the basin and nutrient internal load. *Journal of Environmental Protection*, 4: 51-60.

Echaniz, S. A., Cabrera, G. C., Aliaga, P. L., y Vignatti, A.M. (2013). Variations in zooplankton and limnological parameters in a saline lake of La Pampa, Central Argentina, during an annual cycle. *International Journal of Ecosystem*, 3: 72-81.

Egborge, A. B. (1994). Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system. Niger. Hydrobiologia, 272: 95-104.

EPA. (1994). Irrigated agriculture: Technical advisory committee report to the California State Water Resources Control Board, Sacramento, California Environmental Protection Agency, California State Water Resources Control Board; Water Quality; Nonpoint Source Pollution Control Program.

Evans, J. C. y Prepas, E. E. (1996). Potential effects of climate change on ion chemistry and phytoplankton communities in prairie saline lakes. Limnology and Oceanography, 41:1063-1076.

Evans, J. C., y Prepas, E. E. (1997). Relative importance of iron and molybdenum in restricting phytoplankton biomass in high phosphorus saline lakes. Limnology and Oceanography, 42: 461-472.

Fermani, P., Diovisalvi, N., Torremorell, A., Lagomarsino, L., Zagarese, H. E., y Unrein, F. (2013). The microbial food web structure of a hypertrophic warm-temperate shallow lake, as affected by contrasting zooplankton assemblages. Hydrobiologia, 714: 115-130.

Fermani, P., Torremorell, A., Lagomarsino, L., Escaray, R., Unrein, F., y Pérez, G. (2015). Microbial abundance patterns along a transparency gradient suggest a weak coupling between heterotrophic bacteria and flagellates in eutrophic shallow Pampean lakes. Hydrobiologia, 752: 103-123.

Ferrer, N. C., Cony, N. L., Forneron, C. F., y Piccolo, M. C. (2012). Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en el otoño de 2010. Biología Acuática, 27: 129-141

Ferrelli, F. (2010). La sequía 2008–2009 en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Tesis para Licenciado en Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 67 pp.

Flanagan, K. M., E. McCauley y F. Wrona, (2006). Freshwater food webs control carbon dioxide saturation through sedimentation. Global Change Biology, 12: 644-651.

Florín, M. y Montes, C. (1998). Which are the relevant scales to assess primary production of Mediterranean semiarid salt lakes? *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 24:161-177.

Freeman, C., Ostle, N. y Kang, H. (2001). An enzymic 'latch' on a global carbon store: a shortage of oxygen locks up carbon in peatlands by restraining a single enzyme. *Nature*, 409: 149-149.

Gaedke, U., y Wickham, S. A. (2004). Ciliate dynamics in response to changing biotic and abiotic conditions in a large, deep lake (Lake Constance). *Aquatic Microbial Ecology*, 34: 247-261.

Gafny S., Gasith, A. y Goren, M. (1992). Effect of water level fluctuation on shore spawning of *Mirogrex terraesanctae* (Steinitz), (Cyprinidae) in Lake Kinneret, Israel. *Journal of Fish Biology*, 41: 863-871.

Gafny, S. y Gasith, A. (1999). Spatially and temporally sporadic appearance of macrophytes in the littoral zone of Lake Kinneret, Israel: taking advantage of a window of opportunity. *Aquatic Botany*, 62: 249-267.

Gallo-Sanchez, L. J., Aguirre-Ramírez, N. J., Palacio-Baena, J. A., y Ramírez—Restrepo, J. J. (2009). Zooplankton (Rotifera y microcrustacea) y su relación con los cambios del nivel del agua en la Ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 31: 339-353.

García, A. (1993). Quaternary and recent *Lamprothamnium* groves (Charophyta) from Argentina. *Hydrobiologia*, 26: 143-154.

García, C. M., García-Ruiz, R., Rendón, M., Niell, F. X. y Lucena, J. (1997). Hydrological cycle and interannual variability of the aquatic community in a temporary saline lake (Fuente de Piedra, Southern Spain). *Hydrobiologia*, 345: 131-141.

García, A. (1999). Quaternary charophytes from Salina del Bebedero, Argentina: their relation with extant taxa and palaeolimnological significance. *Journal of Paleolimnology*, 21: 307-323.

Gelda, R. K. y Effler, S.W. (2002). Metabolic rate estimates for a eutrophic lake from diel dissolved oxygen signals. *Hydrobiologia*, 485: 51–66.

- Gifford, D.J. (1991). The Protozoan-Metazoan Trophic Link In Pelagic Ecosystems. *The Journal of Protozoology*, 38: 81-86.
- Gleick P. (2003). Global fresh water resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*, 302: 1524-1528.
- Grimm, A. M. (2011). Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25: 537-554.
- Grosman F., 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Rev. Asoc. Ciencias Nat. Litoral*, 26: 9-18.
- Gutierrez, M. F., Devercelli, M., Brucet, S., Lauridsen, T. L., Søndergaard, M., y Jeppesen, E. (2016). Is Recovery of Large-Bodied Zooplankton after Nutrient Loading Reduction Hampered by Climate Warming? A Long-Term Study of Shallow Hypertrophic Lake Søbygaard, Denmark. *Water*, 8: 341.
- Haberman J., Laugaste R. and Nõges T. (2007). The role of cladocerans reflecting the trophic status of two large and shallow Estonian lakes. *Hydrobiol* 584, 157-166.
- Haberman, J. y Haldna, M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjärv. *Journal of Limnology*, 73: 263-273.
- Hammer, U. T. (1981). A comparative study of primary production and related factors in four saline lakes in Victoria, Australia. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 66: 701-743.
- Hammer, U. T. (1986). *Saline lake ecosystems of the world* (Vol. 59). Springer Science and Business Media.
- Hansen, J., Sato, M., Ruedy R., Lo, K., Lea, D.W. and Medina-Elizade, M. (2006). Global temperature change. *Proceedings of the National Academy of Science*, 103: 14288-14293.
- Hanson, P. C., Bade, D. L. y Carpenter, S. R. (2003). Lake metabolism: relationships with dissolved organic carbon and phosphorus. *Limnology and Oceanography* 48: 1112-1119.

- Hargeby, A., Blindow, I. y Andersson, G. (2007) Long-term patterns of shifts between clear and turbid states in Lake Krankesjön and Lake Tåkern. *Ecosystems*, 10: 28–35
- Havens, K. E., Jin, K. R., Iricanin, N. y James, R. T. (2007) Phosphorus dynamics at multiple time scales in the pelagic zone of a large shallow lake in Florida, USA. *Hydrobiologia*, 581: 25–42.
- Hein, M. (1997). Inorganic carbon limitation of photosynthesis in lake phytoplankton. *Freshwater Biology*, 37: 545–552.
- Hillebrand H., Dürselen C.D., Kirschtel D., Pollinger U. and Zohary T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.
- Hove, M., Van Hille, R. P., y Lewis, A. E. (2008). Mechanisms of formation of iron precipitates from ferrous solutions at high and low pH. *Chemical Engineering Science*, 63: 1626-1635.
- Hinton, M. J., Schiff, S. L. y English, M. C. (1997). The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry*, 36: 67-88.
- Ho, D. T., Law, C. S., Smith, M. J., Schlosser, P., Harvey, M. y Hill, P. (2006). Measurements of air-sea gas exchange at high wind speeds in the Southern Ocean: Implications for global parameterizations. *Geophysical Research Letters*, 33:1-6.
- Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Lacerot, G., Clemente, J. M., Scasso, F., Kurk, C., Goyenola, G., Garcia-Alonso, J., Amsinck, S. L., Paggi, J. C., Paggi, S. J. y Jeppesen, E. (2011). High predation is of key importance for dominance of small-bodied zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*, 667: 133-147.
- IPCC, Pachauri, R. K., Meyer, L., Plattner, G. K., y Stocker, T. (2015). IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Iqbal, M. (1983). *An Introduction to Solar Radiation*. Academic Press, Canada.

Izaguirre, I., Allende, L. y Marinone, M. C. (2003). Comparative study of the planktonic communities of three lakes of contrasting trophic status at Hope Bay (Antarctic Peninsula). *Journal of Plankton Research* 25, 1079–1097.

Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G. y Tell, G. (2012). Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, 698: 203-216.

Izaguirre, I., Sánchez, M. L., Schiaffino, M. R., O'Farrell, I. Huber, P., Ferrer, N., Zunino, J., Lagomarsino, L. y Mancini, M. (2015). Which environmental factors trigger the dominance of phytoplankton species across a moisture gradient of shallow lakes? *Hydrobiologia*, 752: 47-64.

Jennings, E., Jones, S., Arvola, L., Staehr, P. A., Gaiser, E., Jones, I. D. y De Eyto, E. (2012). Effects of weather-related episodic events in lakes: an analysis based on high-frequency data. *Freshwater Biology*, 57: 589-601.

Jensen, E., Brucet, S., Meerhoff, M., Nathansen, L., y Jeppesen, E. (2010). Community structure and diel migration of zooplankton in shallow brackish lakes: role of salinity and predators. *Hydrobiologia*, 646: 215-229.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Henriksen, R.B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. y Have, A. (1994). Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276: 15-30.

Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Jensen, J. P.; Mortensen, E. y Hansen, A. M. (1998). Cascading trophic interactions from fish to bacteria and nutrients after reduced sewage loading: An 18-year study of a shallow hypertrophic lake. *Ecosystems*, 10: 4-16.

Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E. y Olesen, J. E. (2009). Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38: 1930-1941.

Jeppesen, E., Nõges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nõges, T., Blank, K. y Johansson, L. S. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea

for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676: 279-297.

Jeppesen, E., Brucet Balmaña, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Noges, T. y Bucak, T. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750: 201-227.

Jezbera, J., Nedoma, J. y Šimek, K. (2003). Longitudinal changes in protistan bacterivory and bacterial production in two canyon-shaped reservoirs of different trophic status. *Hydrobiologia*, 504: 115-130.

Jones, B.F., y Deocampo, D.M. (2003). Geochemistry of saline lakes. *Treatise on geochemistry*, 5: 393-424.

Kane, D. D., Conroy, J. D., Richards, R. P., Baker, D. B., y Culver, D. A. (2014). Re-eutrophication of Lake Erie: Correlations between tributary nutrient loads and phytoplankton biomass. *Journal of Great Lakes Research*, 40: 496-501.

Klaveness D. (1988). Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: Craig D. Sandgren (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, Cambridge University Press, Cambridge pp. 105-133.

Kopprio, G. A., Kattner, G., Graeve, M., Freije, R. H., y Lara, R. J. (2012). Exceptional lipid storage mode of the copepod *Boeckella poopoensis* in a pampean salt lake, Argentina. *Aquatic Biology*, 15: 275-281.

Kopprio G. A., Kattner G., Freije R. H., de Paggi S. J. y Lara R. J. (2014). Seasonal baseline of nutrients and stable isotopes in a saline lake of Argentina: biogeochemical processes and river runoff effects. *Environmental monitoring and assessment* 186: 3139-3148.

Kopprio, G. A., Lara, R. J., Martínez, A., Fricke, A., Graeve, M. y Kattner, G. (2015). Stable isotope and fatty acid markers in plankton assemblages of a saline lake: seasonal trends and future scenario. *Journal of Plankton Research*, 37: 584-595.

Koste, W. (1978). Rotatoria. *Die Rädertiere Mitteleuropas*, 2: 234-673.

Kozak A. (2009). Community structure and dynamics of phytoplankton in Lake Uzarzewskie. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.–OL PAN*, 6: 146-152.

- Krause-Jensen, D. y Sand-Jensen, K. (1998). Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. *Limnology and Oceanography*, 43: 396-407.
- Laas, A., Nöges, P., Köiv, T. y Nöges, T. (2012). High-frequency metabolism study in a large and shallow temperate lake reveals seasonal switching between net autotrophy and net heterotrophy. *Hydrobiologia*, 694: 57–74.
- Labraga, J. C., Brandizi, L. D., y López, M. A. (2011). Avances en el pronóstico climático de las anomalías de lluvia en la Región Pampeana. *Meteorológica*, 36: 59-71.
- Laird K. R. y Cumming B. F. (2008). Reconstruction of Holocene lake level from diatoms, chrysophytes and organic matter in a drainage lake from the Experimental Lakes Area (northwestern Ontario, Canada). *Quaternary Research*, 69: 292-305.
- Lagomarsino, L., Diovisalvi, N., Bustingorry, J., Escaray, R., y Zagarese, H. E. (2015). Diel patterns of total suspended solids, turbidity, and water transparency in a highly turbid, shallow lake (Laguna Chascomús, Argentina). *Hydrobiologia*, 752: 21-31.
- Larson C.A. y Belovsky G.E. (2013). Salinity and nutrients influence species richness and evenness of phytoplankton communities in microcosm experiments from Great Salt Lake, Utah, USA. *Journal of Plankton Research*, 35: 1154-1166.
- Lauster, G. H., Hanson, P. C. y Kratz, T. K. (2006). Gross primary production and respiration differences among a littoral and pelagic habitats in northern Wisconsin lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 1130-1141.
- Lawrence, S. G., Malley, D. F., Findlay, W. J., MacIver, M. A., y Delbaere, I. L. (1987). Method for estimating dry weight of freshwater planktonic crustaceans from measures of length and shape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 264-274.
- Legendre P. y Legendre L. (1998). *Numerical ecology*. Amsterdam, The Netherlands.
- Leira, M., y Cantonati, M. (2008). Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia*, 613: 171-184.
- Liu, X., Qian, K. y Chen, Y. (2015). Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a Changjiang River floodplain lake (Poyang Lake): Implications for dam operations. *Journal of Great Lakes Research*, 41: 770-779.

- López-Archilla, A. I., Molla, S., Coletto, M. C., Guerrero, M. C. y Montes, C., (2004). Ecosystem metabolism in a Mediterranean shallow lake (Laguna de Santa Olalla, Donana National Park, SW Spain). *Wetlands*, 24: 848-858.
- Lopretto, E. y Tell, G. (1995). *Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur: La Plata.
- Mac Donagh, E. J., y Thormählen, A. L. (1945). Observaciones sobre las especies de truchas criollas. *Revista del Museo de La Plata*, 4: 139-193.
- Marcé, R., George, G., Buscarinu, P., Deidda, M., Dunalska, J., de Eyto, E. y Moreno-Ostos, E. (2016). Automatic high frequency monitoring for improved lake and reservoir management. *Environmental Science y Technology*, 50: 10780-10794.
- Marker A. F. H, C. A. Crowther, R. J. M. Gunn, (1980). Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 14: 52–69.
- Manca, M., Vijverberg, J., Polishchuk, L. V., y Voronov, D. A. (2008). Daphnia body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *Journal of Limnology*, 67: 15-21.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Edic.Omega, Barcelona, 1010 pp.
- Melack, J.M., (1981). Photosynthetic activity of phytoplankton in tropical African soda lakes. *Hydrobiologia*, 81:71-85.
- Menu-Marque, S., Morrone, J. J., y Locascio de Mitrovich, C. (2000). Distributional patterns of the South American species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology*, 20: 262-272.
- Meinson, P., Idrizaj, A., Nöges, P., Nöges, T., y Laas, A. (2015). Continuous and high-frequency measurements in limnology: history, applications, and future challenges. *Environmental Reviews*, 24: 52-62.
- Meybeck, M. (1995). Global distribution of lakes. In *Physics and chemistry of lakes*. Springer Berlin Heidelberg. pp. 1-35.

Mirza, M.M.Q., (2003). Climate change and extreme weather events: can developing countries adapt? *Climatic Policy*, 3: 233-248.

Mitsch, W. J. y J. G. Gosselink, (2000). *Wetlands*, 3rd Edition. John Wiley and Sons, Inc. New York, USA.

Modenutti B.E. and Pérez G.L., (2001). Planktonic ciliates from an oligotrophic south Andean lake, Morenito lake (Patagonia, Argentina). *Brazilian Journal of Biology*, 61: 389-395.

Moos M.T., Laird K.R. y Cumming B.F. (2005). Diatom assemblages and water depth in Lake 239 (Experimental Lakes Area, Ontario): implications for paleoclimatic studies. *Journal of Paleolimnology*, 34: 217-227.

Morris, D. P., Zagarese, H., Williamson, C. E., Balseiro, E. G., Hargreaves, B. R., Modenutti, B., Moeller, R. y Queimalinos, C. (1995). The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40: 1381-1391.

Naselli-Flores, L. y Barone, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, 548: 85-99.

Nedbalová, L., Stuchlík, E. y Strunecký, O. (2006). Phytoplankton of a mountain lake (L'adové pleso, the Tatra Mountains, Slovakia): Seasonal development and first indications of a response to decreased acid deposition. *Biology*, 61: 91-100.

Nõges, T., Nõges, P. y Laugaste, R. (2003). Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 506: 257–263.

Odum, H.T. (1956). Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 1: 102-117.

OECD. (1982). *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Organization for Economic and Cooperative Development, Paris, Francia, 154 pp.

O'Farrell, I., Izaguirre, I., Chaparro, G., Unrein, F., Sinistro, R., Pizarro, H. y Tell, G. (2011). Water level as the main driver of the alternation between a free-floating plant

and a phytoplankton dominated state: a long-term study in a floodplain lake. *Aquatic Sciences*, 73: 275-287.

Olivier, S. (1961). Estudios limnológicos en la laguna Vitel (Pdo. Chascomús-Buenos Aires). *Agro*, 6: 1-128.

Pace, M. L. y J. J. Cole, (2000). Effects of whole-lake manipulations of nutrient loading and food web structure on planktonic respiration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 487-496.

Paerl, H. W., Xu, H., Hall, N. S., Rossignol, K. L., Joyner, A. R., Zhu, G., y Qin, B. (2015). Nutrient limitation dynamics examined on a multi-annual scale in Lake Taihu, China: implications for controlling eutrophication and harmful algal blooms. *Journal of Freshwater Ecology*, 30: 5-24.

Paggi, S. J. D. (1995). Rotifera. Lopreto, EC y Tell, G. (Coords.). *Ecossistemas de Aguas Continentales: Metodologías para su Estudio*, 2.

Paturej, E. y Gutkowska, A. (2015). The effect of salinity levels on the structure of zooplankton communities. *Archive of Biology Science*, 67 (2): 483– 492.

Pejler, B. (1995). Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia*, 313(1): 267-278.

Perumal, N.V., Rajkumar, M., Perumal, P. y Rajasekar, K.T. (2009). Seasonal variations of plankton diversity in the Kaduviyar estuary, Nagapattinam, southeast coast of India. *Journal of Environmental Biology*, 30: 1035–1046.

Pielou, E. C. (1966). Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *Journal of theoretical Biology*, 10: 370-383.

Pilati, A., Castellino, M., y Bucher, E. H. (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.

Porter, J. H., Nagy, E., Kratz, T. K., Hanson, P., Collins, S. L y Arzberger, P. (2009). New eyes on the world: advanced sensors for ecology. *BioScience*, 59: 385-397.

Post J.R. y Mcqueen D.J. (1987). The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. *Freshwater Biology*, 17: 79-89.

Quirós, R. y E. Drago, (1999). The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 4: 55-64.

Quirós, R.; Rosso, J. J.; Renella, A.; Sosnovsky, A. y Boveri, M. (2002). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27: 584-591

Quirós, R. (2005). La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, 1: 13.

Reati, G. J., M. Florín, G. J. Fernández y C. Montes, (1997). The Laguna de Mar Chiquita (Córdoba, Argentina): a little known, secularly fluctuating, saline lake. *International Journal of Salt Lake Research*, 5:187–219.

Renella A.M. y Quirós, R. (2006). The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiología*, 556: 181-191.

Rigosi, A., Hanson, P., Hamilton, D. P., Hipsey, M., Rusak, J. A., Bois, J y Kim, B. (2015). Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. *Ecological Applications*, 25: 186-199.

Ringuelet R. A. (1962). *Ecología Acuática Continental*. Manuales de la Editorial Universitaria de Buenos Aires (EUDEBA) IX. Buenos Aires. 138 pp.

Robarts, R. D., M. S. Evans y M. T. Arts, (1992). Light, nutrients and water temperature as determinants of phytoplankton production in two saline, prairie lakes with high sulphate concentrations. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 49: 2281-2290.

Robarts, R. D. y M. J. Waiser, (1998). Effects of atmospheric change and agriculture on the biogeochemistry and microbial ecology of prairie wetlands. *Great Plains Research*, 8:36-113.

Rose, K. C., Winslow, L. A., Read, J. S., Read, E. K., Solomon, C. T., Adrian, R., y Hanson, P. C. (2014). Improving the precision of lake ecosystem metabolism estimates by identifying predictors of model uncertainty. *Limnology and Oceanography-Methods*, 12: 303-312.

Ruttner-Kolisko A. (1974). *Plankton Rotifers; Biology and Taxonomy*. Binnengewässer.

Sánchez, R., Pezzola, A. y Cepeda, J. (1998). Caracterización edafoclimática del área de influencia del INTA EEA Hilario Ascasubi. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. EEA Hilario Ascasubi, Buenos Aires, Argentina. 72 pp.

Sand-Jensen, K. y P. A. Staehr, (2007). Scaling of pelagic metabolism to size, trophy and forest cover in small Danish lakes. *Ecosystems*, 10: 127-141.

Sand-Jensen K. y P. A. Staehr, (2009). Net heterotrophy in small Danish lakes: a widespread feature over gradients in trophic status and land cover. *Ecosystems*, 12:336-348.

Schagerl M. and Oduor S.O., (2008). Phytoplankton community relationship to environmental variables in three Kenyan Rift Valley saline-alkaline lakes. *Marine and Freshwater Research*, 59: 125-136.

Schindler, D. E., S. R. Carpenter, J. J. Cole, J. F. Kitchell, y M. L. Pace, (1997). Influence of food web structure on carbon exchange between lakes and the atmosphere. *Science*, 277: 248–251.

Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Editorial Kluwer Academic Publishers, 358 pp.

Scheffer, M.; Hosper, S. H.; Meijer, M. L.; Moss, B. y Jeppesen, E. (1993). Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8 (8): 275-279.

Scheffer, M., y Carpenter, S. R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in ecology y evolution*, 18(12): 648-656.

Scheffer, M., y Jeppesen, E. (2007). Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*, 10: 1-3.

Scian B. (2000). Evidencias de la señal del SOI sobre la variabilidad de las lluvias en la Región Semiárida Pampeana. *Meteorologica*, 35: 3-14.

Scian, B., Labraga, J. C., Reimers, W. y Frumento, O. (2006). Characteristics of large-scale atmospheric circulation related to extreme monthly rainfall anomalies in the Pampa Region, Argentina, under non-ENSO conditions. *Theoretical and applied climatology*, 85: 89-106.

Scofield, R. (2010). Lista comentada y variación estacional de las aves del Establecimiento Marahué y la zona de Pedro Luro, provincia Buenos Aires, Argentina. BioScriba, 3.

Scully, N. M. y D. R. S. Lean, (1994). The attenuation of ultraviolet radiation in temperate lakes. Archiv für Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie, 43: 135-144.

Sereda J., Bogard M., Hudson J., Helps D. and Dessouki T., (2011). Climate warming and the onset of salinization: rapid changes in the limnology of two northern plains lakes. Limnol-Ecol and Manag of Inland Waters, 41: 1-9.

Serruya, C. (1990). Overview: an appraisal of concepts. En: Tilzer M. y C. Serruya (eds), Large Lakes: Ecological Structure and Function. Springer Verlag, Berlin, Germany: pp. 663-673

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communications. Bell Sys. Tech. J. 27:379-423.

Scheffer, M. (1998). Ecology of Shallow Lakes. Editorial Kluwer Academic Publishers, 358 pp.

Scheffer, M.; Hosper, S. H.; Meijer, M. L.; Moss, B. y Jeppesen, E. (1993). Alternative Equilibria in Shallow Lakes. Trends in Ecology and Evolution, 8 (8): 275-279.

Scheffer, M. y Jeppesen, E. (2007). Regime shifts in shallow lakes. Ecosystems, 10: 1-3.

Simpsons, E. H. 1949. Measurement of diversity. Nature, 163: 688.

Solomon, C.T., Bruesewitz, D.A., Richardson, D.C., Rose, K.C., Van de Bogert, M.C., Hanson, P.C. y Chiu, C.Y. (2013). Ecosystem respiration: drivers of daily variability and background respiration in lakes around the globe. Limnology and Oceanography, 58: 849-866.

Sondergaard, M., Jensen, P. J., y Jeppesen, E. (2001). Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. The Scientific World Journal, 1: 427-442.

Sosnovsky, A., y Quirós, R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología austral*, 16(2): 115-124.

Sosnovsky, A. (2007). Factores que determinan la estructura del zooplancton en pequeños cuerpos de agua de la región pampeana. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires (UBA), Buenos Aires, Argentina. 186 pp.

Sparks R.E., Nelson J.C. y Yin Y. (1998). Naturalization of the flood regime in regulated rivers. *BioScience*, 48: 706-720.

Staeher, P. A., Sand-Jensen, K., Raun, A. L., Nilsson, B., y Kidmose, J. (2010). Drivers of metabolism and net heterotrophy in contrasting lakes. *Limnology and Oceanography*, 55: 817.

Starks, E., Cooper, R., Leavitt, P. R., y Wissel, B. (2014). Effects of drought and pluvial periods on fish and zooplankton communities in prairie lakes: systematic and asystematic responses. *Global Change Biology*, 20: 1032-1042.

Steinberg, D. Zooplankton Biogeochemical Cycles. *Marine Plankton: A Practical Guide to Ecology, Methodology, and Taxonomy*, (2017), 52 pp.

Stenger-Kovács C., Lengyel E., Buczkó K. Tóth M.F. y Crossetti O.L. (2014). Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Waters*, 4: 383-396.

Smith, S. V., (1985). Physical, chemical and biological characteristics of CO₂ gas flux across the air water interface. *Plant, Cell and Environment*, 8: 387-398.

Solomon, C. T., Bruesewitz, D. A., Richardson, D. C., Rose, K. C., Van de Bogert, M. C., Hanson, P. C., Kratz, T. K., Larget, B., Adrian, R., Leroux Babin, B., Chiu, C., Hamilton, D. P., Gaiser, E. E., Hendricks, S., Istvánovics, V., Laas, A., O'Donnell, D. M., Pace, M. L., Ryder, E., Staeher, P. A., Torgersen, T., Vanni, M. J., Weathers, K. C. y Zhu G. (2013). Ecosystem respiration: Drivers of daily variability and background respiration in lakes around the globe. *Limnology and Oceanography*, 58: 849-866.

Staeher, P. A. y Sand-Jensen, K. (2007). Temporal dynamics and regulation of lake metabolism. *Limnology and Oceanography*, 52: 108-120.

Staehr, P. A., Bade, D., Van de Bogert, M. C., Koch, G. R., Williamson, C., Hanson, P., Cole, J. J. y Kratz, T. (2010a). Lake metabolism and the diel oxygen technique: state of the science. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8: 628-644.

Staehr, P. A., Sand-Jensen, K., Raun, A. L., Nielsson, B. y Kidmose, J. (2010b). Drivers of metabolism and net heterotrophy in contrasting lakes. *Limnology and Oceanography*, 55: 817-830.

Staehr, P. A., Baastrup-Spohr, L., Sand-Jensen, K. y Stedmon, C. (2012). Lake metabolism scales with lake morphometry and catchment conditions. *Aquatic Sciences*, 74: 155-169.

Sun J. and Liu D., (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25: 1331-1346.

Ter Braak, C.J., (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.

Torremorell, A., Bustigorry, J., Escaray, R., y Zagarese, H. E. (2007). Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: the role of light limitation and other physical variables. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 37(1): 100-108.

Torremorell, A., Llamas, M. E., Pérez, G. L., Escaray, R., Bustigorry, J., y Zagarese, H. (2009). Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: the central role of light. *Freshwater Biology*, 54(3): 437-449.

Torrence, C. y Compo, G.P. (1998). A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79: 61-78.

Tranvik, L. J. y Jansson, M. (2002). Climate change terrestrial export of organic carbon. *Nature*, 415: 861-862.

Tsai, J.W., Kratz, T.K., Rusak, J.A., Shih, W.Y., Liu, W.C., Tang, S.L., y Chiu, C.Y. (2016). Absence of winter and spring monsoon changes water level and rapidly shifts metabolism in a subtropical lake. *Inland Waters*, 6: 436-448.

UNESCO, (1981). The Practical Salinity Scale 1978 and the International Equation of State of Seawater 1980. Tenth report of the Joint Panel on Oceanographic Tables and Standards UNESCO. Technical papers in marine science.

Van Geest G.J., Coops H., Scheffer M. y van Nes E.H. (2007). Long transient near the ghost of a stable state in eutrophic shallow lakes with fluctuating water levels. *Ecosystems*, 10: 36-46.

Van Nes E.H. y Scheffer M. (2007) Slow recovery from perturbations as a generic indicator of a nearby catastrophic shift. *American Nature*, 169: 738-747.

Vignatti A.M., Paggi J.C., Cabrera G.C. y Echaniz S.A. (2012a). 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: 1005-1016.

Vignatti A., Cabrera G. y Echaniz S. (2012b). Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentina during its drying. *Pan-American Journal of Aquatic Science*, 7: 93-106.

Villamil, C. B., y Scoffield, R. (2003). Evaluación preliminar de la diversidad vegetal en el partido de Villarino (provincia de Buenos Aires). *Actas de las II Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense*, 3: 209-219.

Waiser, M. J. y Robarts, R. D. (1995). Microbial nutrient limitation in prairie saline lakes with high sulfate concentrations. *Limnology and Oceanography*, 40: 566-574.

Waiser, M. J. y Robarts, R. D. (2004). Net heterotrophy in productive prairie wetlands with high DOC concentrations. *Aquatic Microbial Ecology*, 34: 279-290.

Waker, M. J., y Robarts, R. D. (1995). Microbial nutrient limitation in prairie saline lakes with high sulfate concentration. *Limnology and Oceanography*, 40: 566-574.

Wanninkhof, R., (1992). Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal of Geophysical Research*, 97: 7373-7382.

Wantzen K. M., Machado F.A., Voss M., Boriss H. and Junk W.J., (2002). Floodpulse induced isotopic changes in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Science*, 64: 239-251.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf Professional Publishing.

- Whittaker, R. H., G. E. Likens, y H. Lieth, (1975). Introduction to primary productivity of the biosphere. In Lieth, H. and R. H. Whittaker (eds), Primary Productivity of the Biosphere. Springer Verlag, Berlin, Germany: 203-215.
- Williams, W. D. (1981). The limnology of saline lakes in Western Victoria. In Salt Lakes, Springer Netherlands, 233-259.
- Williams, W. D. (1993). Conservation of salt lakes. *Hydrobiologia*, 267(1): 291-306.
- Williams, W. (1998). Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia*, 381:191-201.
- Williams, W. D., (1999). Salinization: A major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world, *Lake Reservoir Manage* 4: 85-91.
- Williams, W. D., (2002). Environmental threats to salt lakes and the likely status of inland saline ecosystems in 2025, *Environmental Conservation* 29: 154-167.
- Williamson, C. E., Dodds, W., Kratz, T. K., y Palmer, M. A. (2008). Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 247-254.
- Williamson, C.E., Fischer, J.M., Bollens, S.M., Overholt, E.P. y Breckenridge, J.K. (2011). Toward a more comprehensive theory of zooplankton diel vertical migration: integrating ultraviolet radiation and water transparency into the biotic paradigm. *Limnology and Oceanography*, 56: 1603-1623.
- Wolin, J.A. y Stone J.R. (2010). Diatoms as indicators of water-level change in freshwater lakes. In: E. F. Stoermer, John P. Smol, *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, U.K. Cambridge University Press, 183-202.
- Woolway, R.I., Jones, I.D., Hamilton, D.P., Maberly, S.C., Muraoka, K., Read, J.S. y Winslow, L. A. (2015). Automated calculation of surface energy fluxes with high-frequency lake buoy data. *Environmental Modelling y Software*, 70: 191-198.
- Zar, J. H., (1996). *Biostatistical Analysis*, 3rd Edition. Prentice Hall International Editions, Upper Saddle River, New Jersey, USA.

Zheng, S. S., Wang, P. F., Chao, W. A. N. G., y Jun, H. O. U. (2015). Sediment resuspension under action of wind in Taihu Lake, China. *International Journal of Sediment Research*, 30(1): 48-62

Zingel P. and Nöges T., (2010). Seasonal and annual population dynamics of ciliates in a shallow eutrophic lake. *Fundam and Appl Limnol-Arch für Hydrobiol* 176, 133-143.

Zilio, M. I., Alfonso, M.B., Ferrelli, F., Perillo, G.M., y Piccolo, M.C. (2017). Ecosystem services provision, tourism and climate variability in shallow lakes: The case of La Salada, Buenos Aires, Argentina. *Tourism Management*, 62: 208-217

ANEXOS

Anexo 1. Valores de pH, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto del agua medidas a 0,5 y 1,5 metros de profundidad desde mayo del 2014 a mayo del 2015 en la laguna La Salada.

	Profundidad (m)	pH			Conductividad (mS cm ⁻¹)			Temperatura (°C)			OD (mg L ⁻¹)		
		E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3
05-2014	0,5	10,1	10,1	10,0	52,5	52,5	52,4	13,3	13,3	13,4	9,2	9,4	9,3
	1,5	10,1	9,8	10,0	52,4	52,6	52,6	13,4	13,5	13,4	9,3	9,3	9,3
06-2014	0,5	10,3	10,2	10,2	52,5	52,7	52,8	7,5	7,4	7,2	9,4	9,6	10,0
	1,5	10,3	10,1	10,1	52,6	52,8	52,8	7,6	7,5	7,3	9,5	9,5	9,7
07-2014	0,5	10,6	10,6	10,6	50,7	50,6	50,6	10,4	10,2	10,2	11,4	11,6	12,0
	1,5	10,6	10,6	10,6	50,5	50,7	50,5	10,5	10,4	10,0	11,3	11,3	11,5
08-2014	0,5	8,4			50,5			10,4			11,3		
	1,5												
09-2014	0,5	8,1	8,4	8,4	47,2	47,1	47,2	11,7	11,6	11,8	12,2	12,4	12,2
	1,5	8,2	8,3	8,3	47,4	47,3	47,4	11,4	11,5	11,5	12,4	12,3	12,4
10-2014	0,5	8,2	8,1	8,1	41,6	41,5	41,5	16,1	16,1	15,9	11,2	11,4	11,0
	1,5	8,2	7,8	8,0	41,6	41,6	41,6	15,9	15,9	15,7	11,3	11,2	11,3
11-2014	0,5	8,2	8,1	8,2	44,0	43,7	43,9	21,8	21,5	21,6	11,5	11,6	12,0
	1,5												
12-2014	0,5	8,2	8,5	8,3	45,1	45,3	45,1	23,0	22,7	21,8	9,8	10,0	9,7
	1,5	8,2	8,4	8,3	45,2	45,3	45,2	23,0	23,0	21,8	9,9	9,8	9,9
01-2015	0,5	8,4	8,5	8,4	48,1	47,7	47,7	22,4	22,4	22,4	12,2	12,4	12,0
	1,5	8,5	8,4	8,4	48,1	47,9	47,8	22,4	22,5	22,3	12,3	12,2	12,1
02-2015	0,5	8,3	8,3	8,3	43,0	43,5	43,3	21,3	22,4	21,5	12,1	12,2	12,1
	1,5	8,5	8,3	8,3	43,1	43,5	43,3	21,0	21,0	21,3	12,2	12,3	12,2
03-2015	0,5	7,8	8,2	8,2	44,6	44,5	44,6	19,3	19,5	19,2	10,0	10,1	10,0
	1,5	7,9	8,1	8,1	44,7	44,6	44,6	19,0	19,0	19,1	10,2	10,3	10,2
04-2015	0,5	7,8	8,1	8,0	44,1	43,9	43,9	18,9	18,6	18,7	7,4	7,5	7,3
	1,5	8,0	8,0	8,0	44,2	44,1	44,1	18,4	18,5	18,6	7,5	7,5	7,4
05-2015	0,5	8,5	8,5	8,5	42,7	42,7	42,7	16,9	16,7	16,9	8,6	8,6	8,7
	1,5	8,6	8,5		42,9	42,8		16,7	16,7		8,7	8,8	