



Universidad Nacional del Sur

Tesis de Doctor en Biología

**LAGUNAS SOMERAS COMO ECOSISTEMAS CENTINELAS DE LA VARIABILIDAD
CLIMÁTICA: RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES FITOPLANCTÓNICAS**

Josefina Zunino

Bahía Blanca

Argentina

2018



Universidad Nacional del Sur

Tesis de Doctor en Biología

**LAGUNAS SOMERAS COMO ECOSISTEMAS CENTINELAS DE LA
VARIABILIDAD CLIMÁTICA: RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES
FITOPLANCTÓNICAS**

JOSEFINA ZUNINO

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 abril de 2014 y 1 de mayo de 2018, bajo la dirección de la Dra. María Cintia Piccolo (IADO-CONICET) y la Dra. Irina Izaguirre (UBA-CONICET).



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

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

A Simón

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas e instituciones que hicieron posible el desarrollo de esta Tesis Doctoral.

En primer lugar a mi directora, la Dra. M. Cintia Piccolo por su tenacidad y dedicación para lograr la mejor versión profesional de mí y por su apoyo en todo momento. A mi codirectora la Dra. Irina Izaguirre por los aportes brindados y su gran predisposición. Al Dr. Gerardo Perillo y la Dra. Piccolo por darme la posibilidad de formar parte de este grupo de investigación.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), al Instituto Argentino de Oceanografía (IADO) y a la Universidad Nacional del Sur, y al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia de la Universidad Nacional del Sur.

También quiero agradecer a las instituciones que colaboraron para la realización de esta investigación: Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) CRN3038, con el apoyo de US National Science Foundation (Grant GEO-1128040), al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), el Instituto Geográfico Nacional (IGN) y Servicio Meteorológico Nacional (SMN) y los integrantes del grupo PAMPA-CONICET. A la Dirección de Turismo de la Municipalidad de Puan y muy especialmente al personal de la laguna: Chiqui y Ricardo, que hicieron posibles mis campañas y lo hicieron con la mejor predisposición.

Al personal técnico, administrativo, becarios e investigadores del IADO. Al Dr. Alejandro Vitale por sus aportes tecnológicos. A la Dra. Ines O' Farrell y la Dra. Nora Maidana por la colaboración brindada para la determinación de especies. Al Dr. Leonardo Lagomarsino, el Dr. Felix Ignacio Contreras, la Dra. Vanesa Bohn y Manuel Tolsa por sus contribuciones y/o consejos.

A mis compañeros de oficina, con quienes hemos crecido juntos, aprendiendo lo bueno y lo malo de esta profesión: Ana Laura, Carina, Facundo, Andrea B, Katy, Clara, Andrea H, Lujan, Carla y Gian. En especial a mis amigos: Vanina, Federico y Belén y a mi querido compañero Ernesto donde sea que estés.

Gracias a Selvita y a Magda.

A mi familia, mis hermanos, mis suegros, mis amigos, por su cariño y apoyo incondicional.

En especial a Maximiliano, por su amor, su ayuda y paciencia y por que juntos hicimos realidad el desafío más lindo de la vida: Simón, a quien dedico este trabajo.

Lagunas someras como ecosistemas centinelas de la variabilidad climática: Respuesta de las comunidades fitoplanctónicas

RESUMEN

Los lagos y lagunas son utilizados como indicadores del cambio climático en todo el mundo. La celeridad con la que responden a los eventos atmosféricos convierte a estos ambientes en ideales para estudiar los efectos de la variabilidad climática de una región. Las lagunas pampeanas son cuerpos de agua someros, que carecen de estratificación y presentan una tendencia a la eutrofización. El fitoplancton constituye el nivel más importante de los productores primarios en la trama trófica de la mayoría de los ecosistemas acuáticos y es un elemento clave como indicador de la calidad del agua.

El objetivo general de esta investigación fue conocer y comparar la respuesta de la comunidad fitoplanctónica a la variabilidad climática, las variables fisicoquímicas y a las actividades antrópicas en dos lagunas someras de la Región Pampeana con distintas características de salinidad (Laguna de Puan y La Salada). Las lagunas se estudiaron mediante muestreos mensuales de los parámetros fisicoquímicos y biológicos desde octubre 2012 a marzo 2015 en La Salada y desde abril 2014 a julio 2016 en Puan (mediciones de baja frecuencia). Se realizó una caracterización climática de cada sitio y se analizaron los eventos secos y húmedos de la región durante el período 1960-2016. Por otro lado, con sensores de medición continua (alta frecuencia), se obtuvieron parámetros ambientales (temperatura del aire, humedad relativa, velocidad del viento, dirección del viento y humedad relativa) y limnológicos (clorofila *a*, oxígeno disuelto, temperatura del agua).

Las lagunas de Puan y La Salada están ubicadas al sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Durante el desarrollo de esta investigación se determinó que la región estaba siendo influenciada por los efectos del fenómeno ENSO. Mediante la utilización del Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) y el método de quintiles, se encontró que los años 2014, 2015 y 2016 fueron años húmedos. La precipitación registrada en cada sitio mostró diferencias significativas, determinando subregiones diferentes para cada laguna. En Puan, el análisis de alta frecuencia de las variables ambientales, realizado con el método de la Transformada Rápida de Fourier y el estudio de las condiciones sinópticas atmosféricas, permitió detectar un patrón de circulación de vientos local, generado por el Sistema Serrano de Ventania. Este patrón se caracterizó por un cambio en la dirección e intensidad del viento durante el día (mayor intensidad de dirección: S, SE) y la noche (menor intensidad con dirección N y NE).

En la Laguna de Puan, las abundantes precipitaciones durante el período 2014-2015 afectaron el volumen, área y nivel del agua, y modificaron las características fisicoquímicas. En la laguna La

Salada, las características morfométricas y fisicoquímicas no mostraron fluctuaciones importantes durante los eventos lluviosos. Las condiciones fisicoquímicas entre estos dos cuerpos de agua someros, fueron significativamente distintas en la conductividad, la transparencia del agua, la concentración de nutrientes y la clorofila *a*. Sólo la laguna de Puan presentó variaciones anuales importantes de estos parámetros.

Se estudió la dinámica temporal del fitoplancton mediante un análisis cualitativo y cuantitativo, se calculó biovolumen, biomasa, índices ecológicos y se analizaron los grupos funcionales de la comunidad fitoplanctónica. Los resultados de la serie temporal (octubre 2012 – marzo 2015) del fitoplancton en La Salada, no mostraron diferencias anuales importantes. La comunidad estuvo dominada por especies del género *Ochromonas*. La dominancia de estas especies se observó durante todo el período los máximos valores de abundancia se registraron durante el otoño de 2013 y 2014. El mantenimiento artificial del nivel del agua influye en la escasa fluctuación de las variables fisicoquímicas de la laguna La Salada. Esto genera que sea un ambiente con elevada estabilidad temporal en sus características (valores altos de transparencia y conductividad) que colabora con el desarrollo y permanencia de un grupo funcional (X3) dominante.

Por el contrario, en Puan durante el período abril 2014 – julio 2016 se observó una gran variabilidad temporal de las abundancias fitoplanctónicas, reflejada en las diferencias observadas entre los años estudiados y en las diferencias estacionales. Durante 2014 la laguna de Puan sufría las consecuencias de la sequía de años previos, con escasa transparencia del agua y elevada conductividad. Estas condiciones y la ausencia de peces favorecieron el desarrollo de la comunidad zooplanctónica, que habría generado una importante presión de pastoreo, con un control “top-down” sobre el fitoplancton. En 2015 el nivel del agua se restableció dando lugar en primera instancia a especies de grupos funcionales de mayor tamaño (MP) y oportunistas (W1), mientras que al final del período de estudio (2016) se identificó una proliferación de *Microcystis aeruginosa* (M) cuya capacidad de latencia y potencial de toxicidad incrementan la importancia del monitoreo del fitoplancton en esta laguna.

Las mediciones mensuales, permitieron establecer que la Laguna de Puan responde a la variabilidad climática de la región, generando importantes cambios en las comunidades fitoplanctónicas. Por su parte en La Salada, el fuerte efecto antrópico, debido al manejo lagunar, no permite detectar cambios en el fitoplancton durante los períodos secos y húmedos. Sin embargo, la medición en alta frecuencia de la clorofila *a* en La Salada reveló importantes fluctuaciones de este parámetro durante el pasaje de centros de baja presión. El paso de frentes, caracterizado por vientos fuertes, nubosidad y/o lluvias, provoca que la clorofila disminuya significativamente. La clorofila *a* tarda un tiempo aproximado de 1,5 a 2 días en volver al valor promedio mensual.

Los sensores de alta frecuencia resultaron una herramienta fundamental para evaluar el comportamiento de estos ambientes en diferentes escalas temporales y determinar el efecto de las condiciones atmosféricas sobre las características biológicas. Los resultados de esta tesis, además de constituir un aporte al conocimiento de la comunidad fitoplanctónica de dos lagunas someras del sudoeste bonaerense, han demostrado la influencia atmosférica en sus diferentes escalas temporales (sinópticas e interanuales) sobre la comunidad de fitoplancton. Sin lugar a duda a futuro se deberían utilizar estos resultados para la planificación de estudios fitoplanctónicos lagunares.

Shallow Lakes as sentinels of climate variability: Response of phytoplankton communities

ABSTRACT

Lakes and shallow lakes are used as indicators of climate change around the world. The quick response to atmospheric events, converts these environments as ideal to study the effects of climate variability of a region. The Pampean lagoons are shallow water bodies they have lack stratification and a tendency to eutrophication. Phytoplankton is the first link in the trophic chain and a key element of aquatic ecosystems as an indicator of water quality.

The general objective aim of this research was to know and compare the response of phytoplankton community to climatic variability, physicochemical variables and anthropic activities in two shallow lagoons of the Pampean Region with different salinity (Puan and La Salada). The lagoons were studied by monthly sampling of the physicochemical and biological parameters during October, 2012 to March, 2015 in La Salada and April, 2014 to July, 2016 in Puan (low frequency measurements). They were studied monthly sampling of the physicochemical and biological parameters during October, 2012 to March, 2015 in La Salada and April, 2014 to July, 2016 in Puan (low frequency measurements). A climatic characterization of each site was carried out and the dry and humid events of the region were analyzed during the period 1960-2016. On the other hand, with continuous measurement sensors (high frequency), environmental parameters were obtained (air temperature, relative humidity, wind speed, wind direction and relative humidity) and limnological parameters (chlorophyll a, dissolved oxygen, water temperature).

The Puan and La Salada lagoons are located southeast of the province of Buenos Aires. During this investigation it was determined that the region was being influenced by the effects of the ENSO. The Standardized Precipitation Index (IEP) and the quintile method, it was found that the years 2014, 2015 and 2016 were wet years. The rainfall recorded in each site had significant differences, determining different subregions for each lagoon. In Puan, the high frequency analysis of the environmental variables, carried out with the Fast Fourier Transform method and the study of atmospheric synoptic conditions, allowed us to detect a local wind circulation pattern, generated by the Sistema Serrano de Ventania. This pattern was characterized by a change in the direction and intensity of the wind during the day (greater intensity of direction: S, SE) and night (less intensity with direction N and NE).

The abundant rainfall during the 2014-2015 in Puan Lagoon affected the volume, area and water level, and modified the physicochemical characteristics. In La Salada lagoon, the morphometric and physicochemical characteristics did not show significant fluctuations during rainy events. The physicochemical conditions between these two shallow water bodies were significantly different in

conductivity, water transparency, nutrient concentration and chlorophyll a. Only in Puan shallow lakes shown important annual variations of these parameters.

The temporal dynamics of phytoplankton was studied through a qualitative and quantitative analysis, biovolume calculation, biomass, ecological indexes and the implementation of a functional classification based on the one proposed by Reynolds (2002). The results of the time series (October 2012 – March 2015) of phytoplankton in La Salada, did not show significant annual differences. The community is dominated by species of the genus *Ochromonas*. The dominance of these species was observed throughout the period, the maximum abundance was recorded in autumn of 2013 and 2014. In La Salada lagoon, the artificial maintenance of the water level influences the low fluctuation of the physicochemical variables. This generates an environment with high temporal stability in its characteristics (high values of transparency and conductivity) that collaborates with the development and permanence of a dominant functional group (X3).

In contrast, in Puan during April, 2014 – July, 2016 was observed a great temporal variability of the phytoplankton abundances, reflected in the differences between the years and seasonal differences. During 2014, the Puan lagoon suffered the consequences of the drought of previous years, with poor water transparency and high conductivity. These conditions and the lack of fish proved the development of the zooplankton community, which would have generated an important grazing pressure, with a "top-down" control over the phytoplankton. In 2015, the water level was restored, giving rise in the first instance to species of larger functional groups (MP) and opportunists (W1). While at the end of the study period (2016) a "bloom" of *Microcystis aeruginosa* (M) was identified, whose latent capacity and toxicity potential increase the importance of phytoplankton monitoring in this lagoon.

The monthly measurements allowed determine the Puan Lagoon responds to the climatic variability of the region, generating important changes in the phytoplankton communities. Whilst in La Salada, the strong anthropic effect due to management, does not allow detect changes in phytoplankton during dry and wet periods. However, the high frequency measurement of chlorophyll a in La Salada revealed significant fluctuations of this parameter during low pressure centers. The fronts, characterized strong winds, cloudiness and / or rainfall, causes chlorophyll decrease significantly. Chlorophyll *a* takes approximately 1.5 to 2 days to return to normal value.

The high frequency sensors were a fundamental to evaluate the behavior of these ecosystems at different time scales and determine the effect of atmospheric conditions on biological characteristics. The results of this thesis, in addition to making a contribution to the knowledge of the phytoplankton community of two shallow lagoons of the southwest of Buenos Aires, have demonstrated the atmospheric influence in their different temporal scales (synoptic and inter

annual) on phytoplankton community. Without doubt in the future these results should be used for the planning of lagoon phytoplankton studies.

INDICE

PREFACIO

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

CAPÍTULO 1. INTROCCIÓN GENERAL

1. Introducción.....	1
2. Área de estudio.....	10
2.1. Laguna de Puan	12
2.2. Laguna La Salada	13
3. Hipótesis de Trabajo.....	15
3.1 Objetivos.....	15
4. Estructura de la Tesis.....	16

CAPÍTULO 2. CARACTERIZACIÓN CLIMATICA DE LAS LAGUNAS PUAN Y LA SALADA

1. Introducción.....	17
2. Método de Trabajo	19
2.1. Análisis Meteorológico	19
2.2. Balance Hídrico	19
2.3. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP)	20
2.4. Clasificación de precipitaciones anuales según el parámetro estadístico quintil.....	20
2.5. Estudio meteorológico con mediciones de alta frecuencia.....	21
3. Resultados.....	23
3.1. Variabilidad climática interanual.....	23
3.1.1. Temperatura del aire.....	24
3.1.2. Viento	26
3.1.3. Humedad relativa.....	28
3.3.4. Diagramas ombrotérmicos.....	28
3.2. Balance Hídrico	29
3.3. Variabilidad de las precipitaciones	31
3.3.1 Índice Estandarizado de Precipitación (IEP)	31
3.3.2. Clasificación de precipitaciones anuales según el método de quintiles.....	32
3.3.3. Análisis de la variabilidad climática con datos de alta frecuencia de la Laguna de Puan.	33
3.4. Clima micro-local en La Laguna de Puan	38
4. Discusión	44
5. Conclusiones.....	46

CAPÍTULO 3. PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS Y LIMNOLÓGICOS DE LAS LAGUNAS DE PUAN Y LA SALADA

1. Introducción.....	47
2. Método de Trabajo	49
2.1. Delimitación de las Cuencas.....	49
2.2. Variabilidad pluviométrica mensual.....	50
2.3. Parámetros morfométricos.....	50
2.4. Características limnológicas	51
2.4.1. Campañas terrestres	51
2.4.2. Variables físicas y químicas	52
2.4.2.1. Seston	53
2.4.2.2. Nutrientes	53
2.4.2.3. Clorofila <i>a</i>	53
2.5. Estado trófico.....	54
2.6. Análisis estadísticos.....	54
3. Resultados.....	54
3.1. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) mensual para el período 2014-2016.....	54
3.2. Cuencas hidrográficas de las lagunas de Puan y La Salada.....	55
3.3. Parámetros morfométricos.....	58
3.4. Variables limnológicas	60
3.4.1. Temperatura del agua	60
3.4.2. pH.....	61
3.4.3. Conductividad.....	62
3.4.4. Oxígeno Disuelto.....	63
3.4.5. Transparencia del agua (Disco Secchi).....	64
3.4.6. Seston y materia orgánica en el seston	64
3.4.7. Nutrientes	67
3.4.8. Relación N/P.....	67
3.4.9. Clorofila <i>a</i>	69
3.5. Estado trófico.....	70
3.6. Análisis estadístico	70
4. Discusión	70
5. Conclusión.....	76
CAPÍTULO 4. COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL FITOPLANCTON DE DOS LAGUNAS PAMPEANAS (PUAN Y LA SALADA)	
1. Introducción.....	77

2. Método de Trabajo	79
2.1. Muestras	79
2.2. Análisis Cualitativo del fitoplancton	79
2.3. Análisis Cuantitativo del fitoplancton	80
2.4. Frecuencia de ocurrencia (%)	80
2.5. Estimación de la biomasa fitoplanctónica a partir de los biovolúmenes	80
2.6. Índices de diversidad	81
2.6.1. Dominancia (D) (Simpsons, 1949)	81
2.6.2. Diversidad (H') de Shannon -Wiener (Shannon y Weaver, 1949)	81
2.6.3. Equitatividad (E) (Pielou, 1969)	82
2.7. Grupos funcionales	82
2.8. Análisis estadísticos	82
3. Resultados	83
3.1. Contribución a la abundancia de los principales grupos de fitoplancton	83
3.2. Dinámica temporal de la abundancia y composición de los principales taxones de fitoplancton durante el ciclo estudiado	85
3.3. Biomasa fitoplanctónica a partir de los biovolúmenes	90
3.4. Índices de Diversidad	91
3.5. Determinación de los grupos funcionales	92
3.6. Dinámica y composición estacional de los grupos funcionales fitoplanctónicos	95
3.7. Análisis multivariado de los grupos funcionales	97
4. Discusión	102
5. Conclusiones	107
CAPÍTULO 5. EFECTO DE LAS VARIABLES AMBIENTALES Y LIMNOLÓGICAS SOBRE LA COMUNIDAD FITOPLANCTONICA DE LAS LAGUNAS PUAN Y LA SALADA	
1. Introducción	108
2. Materiales y Métodos	111
2.1. Área de Estudio	111
2.2. Metodología	111
2.2.1. Campañas terrestres	111
2.2.2. Análisis fisicoquímico	112
2.2.3. Análisis del plancton	112
2.2.4. Análisis de datos	112
2.2.5. Análisis estadísticos	113
3. Resultados	114
3.1 Correlación de Pearson	114

3.2. Relación entre los grupos funcionales del fitoplancton y las variables ambientales. Análisis de Redundancia	118
3.3. Análisis de Regresión Lineal Múltiple y posibles interacciones “top-down” y “bottom-up” en La Laguna de Puan.	121
4. Discusión	123
5. Conclusiones.....	128
CAPÍTULO 6. VARIACIÓN DIARIA DE LA CLOROFILA <i>a</i> EN LAGUNA LA SALADA	
1. Introducción.....	130
2. Materiales y métodos.....	132
2.1. Monitoreo de alta frecuencia Boya-EMAC La Salada	132
2.2. Monitoreo de baja frecuencia	133
2.2.1. Estimación de la biomasa fitoplanctónica	133
2.2.2. Determinación de Clorofila <i>a</i>	134
3. Resultados.....	134
3.1 Correlación de Pearson.....	134
3.2. Relación entre la biomasa fitoplanctónica, clorofila <i>a</i> y la clorofila <i>a</i> de La Boya-EMAC.....	135
3.3. Relación entre la Cl <i>a</i> y la clorofila de la Boya – EMAC	137
3.4. Efecto del pasaje de ciclones en la clorofila <i>a</i>	138
4. Discusión	144
5. Conclusión.....	147
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES FINALES.....	149
REFERENCIAS.....	153
ANEXO.....	166

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1. Introducción

Los recursos hídricos son esenciales para garantizar la vida en la tierra, la escasez de agua dulce en el planeta se ha vuelto evidente y es una problemática a nivel mundial (Arnell & Gosling, 2016). Históricamente el hombre ha extraído agua de distintos acuíferos, ya sea para consumo, riego o industria sin medir las consecuencias en el deterioro de este recurso. La presión del hombre, junto a los efectos del cambio climático están afectando el estado hidrológico y el funcionamiento de las cuencas alrededor del mundo (Rodríguez Capítulo et al., 2010). En la actualidad, existe un mayor interés de las sociedades en proteger los ecosistemas acuáticos y mantener la complejidad de sus redes biológicas, ya que, de esta manera son capaces de proveer materias primas de valor económico y servicios de una forma sustentable. Se ha logrado entender, la importancia de mantener los recursos de agua dulce en su estado más prístino, lo que genera una mayor probabilidad de conservación de cara a las alteraciones ambientales futuras, tales como el cambio climático (Hamish et al., 2011). Por lo tanto, el deterioro en la calidad del agua, junto con el aumento de la población y los cambios en intensidad y periodicidad de los fenómenos meteorológicos extremos, convierten a los recursos de agua dulce en un tema central de estudio a nivel mundial.

Durante las últimas décadas el impacto del hombre sobre los ecosistemas de agua dulce se ha incrementado por la intensificación de la agricultura y la deforestación, lo que generó cambios en el uso del suelo y consecuencias climáticas a nivel global (Haddeland et al., 2014). La eutrofización y la acidificación de los cuerpos de agua y las graves consecuencias que esto acarrea, llevó a que en distintos sitios del mundo se tomaran medidas para mitigar estos efectos. En Europa, por ejemplo, se formó la Directiva Marco del Agua (DMA) y el Nitrate Directive, con el fin de mejorar la calidad del agua y los sistemas ecológicos de agua dulce (Directive Nitrate, 1991; DMA, 2000). En este, como en otros casos, las medidas de restauración y prevención no llegan a ser suficientes, dado el corto período en que se vienen implementando en comparación con el tiempo que el hombre lleva perjudicando y sobreexplotando estos ambientes.

El conflicto surge cuando conservar los ecosistemas de agua dulce en un estado natural va en contra de los requerimientos de la sociedad. De esta manera, la realización de trabajos que aborden ambas necesidades, representan un aporte invaluable para aproximarnos a un funcionamiento de los

ecosistemas acuáticos fundado en estrategias de manejo basado en principios ecológicos. En base a esto, en los últimos años, surgen estudios en el marco del concepto de funciones o servicios ambientales. Esta línea se corresponde con una creciente valoración de los costos del impacto que la actividad humana tiene en la naturaleza (Helfenstein & Kienast, 2014) y los costos económicos que esto significa (TEEB 2013).

Entre otros trabajos sobre servicios ecosistémicos en lagos someros y humedales se destacan Scheffer et al. (2000) quienes evaluaron los servicios brindados por los ecosistemas considerando todos los actores involucrados. En este trabajo se proponen una serie de soluciones integradoras, tales como: una visión clara del ecosistema, respuestas concretas al uso antrópico, un amplio inventario de mediciones y soluciones para evitar conflictos entre los grupos interesados. Estos autores hacen especial referencia a los actores políticos y la importancia de su participación en los mantenimientos de estos servicios. Por otro lado, Mäler et al. (2003) evaluaron los lagos someros desde de una visión basada en teorías económicas. Por su parte, Clarkson et al. (2013) cuantificaron los servicios ecosistémicos que proporcionan los lagos someros de Nueva Zelanda, dado el deterioro y la continua reducción de estos ambientes en ese país. En Argentina, Zilio et al. (2017) abordaron el caso de la laguna La Salada, analizando los servicios ecosistémicos que este lago somero ofrece como sitio recreativo y turístico, así como la percepción que la gente de la zona tiene de este recurso, y las modificaciones que sufre en relación con la variabilidad climática. Los autores destacan la intervención antrópica que esta laguna sufre por encima de las variaciones provocadas por el clima.

Los lagos poco profundos albergan una importante biodiversidad en sus diferentes comunidades acuáticas (plancton, bentos, necton, perifiton, macrófitas, etc.) y constituyen el hábitat de numerosas aves acuáticas. Además contribuyen significativamente a los ciclos biogeoquímicos e incluso la producción de alimentos a través de la acuicultura o pesquerías artesanales. Son ambientes particularmente susceptibles a las perturbaciones de tipo antrópicas como climáticas. Dada su escasa profundidad y la baja relación superficie/volumen son más sensibles a los fenómenos climáticos, tales como lluvias intensas o sequías prolongadas (Scheffer 1998; Wetzel 2001; Jeppesen et al., 2014).

Los lagos someros de todo el mundo se han convertido en el foco de estudio de diversos trabajos científicos orientados al cambio climático global, dado que estos ambientes son considerados “centinelas de la variabilidad climática” (Adrian et al., 2009). Esta denominación está íntimamente ligada a la celeridad con que responden a las variaciones del clima en cada región en particular. Algunos trabajos que se vienen realizando sobre lagos someros, se encuentran en la edición especial

de Hidrobiología 2016 (vol. 778), dedicada al comportamiento de los lagos someros en un mundo en constante cambio con presiones antrópicas cada vez más intensas.

En este contexto, resulta fundamental poner foco en las predicciones sobre el cambio climático global al momento de estudiar el comportamiento de los lagos y cuerpos de agua de baja profundidad. Las evidencias indican que la atmósfera y la hidrósfera se calentará significativamente, lo que resultara en un aumento de los eventos de precipitación extrema, un aumento de la duración de las sequías y un probable aumento de la velocidad máxima del viento durante los ciclones tropicales (Havens et al., 2016). Los impactos del cambio climático sobre los sistemas de agua dulce se deben a los aumentos observados y proyectados en la temperatura, el nivel del mar y en la variabilidad de la precipitación. Según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2007), el cambio climático afecta la función y operación de la infraestructura hídrica existente, así como las prácticas de gestión integral de los recursos hídricos. Desde la IPPC, se resaltan los efectos debido a que las precipitaciones se incrementarán, por lo tanto, los caudales máximos serán más pronunciados en épocas húmedas y los mínimos serán más bajos durante períodos secos.

En el informe IPCC (Kundzewicz et al., 2007) no fue posible considerar los impactos del cambio climático en la calidad del agua con demasiado detalle, pero este tema atrae la atención. Por ejemplo, el proyecto de la UE Euro-limpacs (www.eurolimpacs.ucl.ac.uk) es un proyecto de investigación de 20 millones de socios de varios campos de investigación, sobre los impactos en ríos, lagos y humedales en toda Europa (Battarbee et al., 2008). Se están llevando a cabo una amplia gama de experimentos de laboratorio con datos de campo, aplicando un modelo de análisis basado en procesos para evaluar los impactos potenciales del cambio climático (Whitehead et al., 2009).

Estos cambios a nivel global en la estructura y función de los ecosistemas de agua dulce tienen un efecto a escala regional, en particular, en reservorios localizados en regiones donde los eventos de precipitación y escurrimiento son estacionales (Grimm, 2011). Algunos de los impactos potenciales más graves del cambio climático en los lagos y lagunas de agua dulce podrían estar vinculados a la alteración en la deposición y composición de nutrientes debido a, cambios en la esorrentía (Scavia et al., 2002; Jeppesen et al., 2014). Estas alteraciones, pueden generar modificaciones en la interacción del sedimento y la columna de agua, que desempeñan un papel crítico en el ciclo de nutrientes de los lagos y en las características de la irradiancia de la columna de agua y la dinámica de la floración de algas nocivas (Havens et al., 2016).

Con relación a la variabilidad climática, América del Sur está influenciada por el fenómeno de El Niño Oscilación Sur (ENSO), que representa un importante factor de variabilidad climática interanual (Aceituno, 1988; Grimm et al., 2000). La Región Pampeana ha experimentado durante

las últimas décadas un aumento de las precipitaciones, como han señalado entre otros, Rusticucci y Penalba (2000), Barros et al. (2000 y 2008), Forte Lay et al. (2008) y Antico & Sabbione (2010). Diversos trabajos demuestran que la provincia de Buenos Aires experimenta eventos lluviosos en períodos El Niño y se registran eventos secos durante La Niña (Grimm et al., 2000; Scian, 2002, 2006; Ferrelli & Aliaga, 2015). El incremento de los eventos extremos de precipitación, temperatura y vientos en los sectores más productivos de la República Argentina, generan particular interés, considerando las enormes pérdidas económicas. Particularmente en la Región Pampeana, se han registrado catástrofes relacionadas con la inundación y el desborde de ambientes acuáticos (Carbone et al., 2015; Bohn et al., 2016; Brendel et al., 2017).

Los lagos poco profundos presentan una dinámica en sus redes tróficas estrechamente ligada a su hidrología y las variaciones de nivel (Beklioglu et al., 2001; Coops et al., 2003; Van Geest, 2005, Beklioglu et al., 2006). Variaciones extremas en los niveles de agua pueden generar cambios entre estados de aguas turbias y claras, independientemente de la carga de nutrientes (Beklioglu et al., 2001; Coop et al., 2003). Por lo tanto, los rasgos físicos, químicos y biológicos de un sistema acuático se modifican por las fluctuaciones estacionales de sus niveles superficiales, las cuales están íntimamente relacionadas con la utilización antropogénica y los fenómenos climáticos.

Los estudios científicos sobre lagos someros y su comportamiento en relación al clima se vienen abordando desde la década del 90 (Schindler et al., 1996; Jeppesen, 1998; Moos, 1998; Magnuson et al., 2000; Verburg et al., 2003; Jeppesen et al., 2009; Jeppesen et al., 2014) y son cada vez más frecuentes aquellos que abordan las consecuencias de los eventos hidrológicos extremos (sequías e inundaciones) (Havens et al., 2001). Hamilton et al. (2013) analizaron los efectos del cambio climático en los lagos de Nueva Zelanda durante los últimos 30 años, evaluando el clima histórico, las perspectivas climáticas futuras y el impacto en las comunidades biológicas, peces, plantas e invertebrados. Estos autores no encuentran cambios significativos en la temperatura superficial del agua pero sí en los lagos someros. Cambios en el régimen hidrológico fueron observados como consecuencia de eventos meteorológicos cíclicos que generan cambios en las condiciones tróficas del agua. Concluyen que el efecto del cambio climático en los lagos de Nueva Zelanda es sinérgico, siendo las principales presiones existentes: el aumento de especies exóticas, la extracción de agua y la eutrofización, sumado a presiones adicionales, tales como el aumento de la extracción de agua para riego. Estas consideraciones en conjunto impactan negativamente en la integridad ecológica del lago y su biodiversidad (Hamilton et al., 2013).

Con la reciente incorporación de sensores de alta frecuencia (Alfonso et al., 2015; Alfonso, 2018) se espera obtener una mejor interpretación de los procesos físico – biológicos que estos ambientes sufren como consecuencia del aumento de intensidad y frecuencia de eventos

meteorológicos extremos. Existen actualmente grupos de trabajo integrado por investigadores de todo el mundo, como por ejemplo: Networking Lake Observatories in Europe (NETLAKE) y Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON) que reúne la información de alta frecuencia proveniente de boyas automatizadas, provenientes de diferentes puntos del planeta (Rose et al., 2016; Hamilton et al., 2017). La utilización de estas tecnologías resulta novedosa y fundamental para entender a una escala menor los procesos que regulan la dinámica de los lagos.

La región central de la República Argentina se caracteriza por una zona de grandes planicies, suaves pendientes y la alternancia de períodos climáticos secos y húmedos en el marco de su geomorfología y dio lugar a un importante desarrollo de sistemas de humedales y lagos poco profundos (Quirós et al., 2002). El cuerpo de agua al que se denomina laguna representa un cuerpo léntico que carece de estratificación térmica y por lo tanto, posee mezcla vertical durante todo el año (Downing et al., 2006). Las lagunas de la Región Pampeana son los ecosistemas dominantes, el elemento distintivo de la región; son lagos pequeños, someros, que no presentan una diferenciación térmica en profundidad y su origen puede ser diverso. No existe un tamaño límite que permita diferenciar un lago de una laguna. En general, las lagunas pampeanas se caracterizan por un alto grado de trofismo y por no superar los tres metros de profundidad (Quirós & Drago, 1999, Quiros 2002), condición que las vuelve sumamente sensibles a las variaciones climáticas. La alternancia de períodos climáticos contrastantes, como sequías o intensas precipitaciones se refleja en las características estructurales de estos ambientes.

Uno de los tantos problemas que enfrentan los cuerpos de agua de la Región Pampeana es el deterioro de la calidad del agua, causada por el ingreso excesivo de nitrógeno y fósforo, lo que lleva a la eutrofización de estos ecosistemas. Si bien, esta problemática no se restringe a la zona pampeana, ya que en grandes lagos de todo el mundo y cuerpos de agua de diferentes regiones se ha registrado deterioro de la calidad del agua producto de la descarga de nutrientes (Moss et al., 2011); la alta productividad agrícola ganadera y las condiciones climáticas cíclicas de la Región Pampeana, lo convierten en un caso particular e interesante de estudio de eutrofización de los cuerpos de agua.

El aumento en la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y la consecuente eutrofización, favorece el crecimiento de ciertas poblaciones de fitoplancton (Howarth et al. 2000; Muylaert et al. 2002), responsables de una elevada actividad fotosintética inicial conduciendo a la producción de gran cantidad de biomasa algal en superficie lo que genera mayor turbidez en el agua e impide el paso de la luz en la columna de agua (Smith & Smith 2001). Las actividades humanas que conducen a la eutrofización de los lagos son una de las principales causas de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas, en todo el mundo (Pearl, 2008). Si bien se trata de un proceso natural, se asocia a fuentes antrópicas cuando la entrada de elementos nutritivos supera la

salida (Franco et al., 2010). La poca profundidad de un sistema acuático como es el caso de las lagunas, y en particular de las lagunas pampeanas, las convierte en un sitio propicio para la acumulación y concentración de nutrientes y por ende un aumento de la biomasa de algas y la consecuente eutrofización (Sosnovsky & Quirós 2006).

El suroeste de la provincia de Buenos Aires, cuenta con veintidós partidos; al norte se encuentran los partidos de Pellegrini, Tres Lomas, Guamini, Daireaux y al sur los partidos de Villarino y Patagones. Los partidos que integran la región, abarcan una superficie de 74.059 km² (OPR, 2007). El suroeste de la provincia, representa un escenario de llanura pampeana de suma fragilidad ante eventos extremos que dan lugar a déficit o excedente de agua en la región. El estudio de la variabilidad climática y la relación con los eventos de sequía en el sur de la región pampeana fue estudiado por Piccolo et al. (2002); en particular, se analizó la sequía que comenzó en abril de 1995 y se extendió a lo largo de ese año, este fenómeno no sólo fue importante por la escasez de agua en la región, sino también, por los fuertes vientos que produjeron una intensa erosión eólica. Por su parte D'Ambrosio et al. (2013) analizó la sequía meteorológica en esta zona durante 2008-2009, observándose que en 2009 el rendimiento de los cultivos disminuyó entre el 25 y 65 % con respecto a años previos y la extensión areal del dique Paso de las Piedras, localizado en la provincia de Buenos Aires, disminuyó un 52 % ese mismo año en relación a períodos más húmedos.

En la Región Pampeana se encuentran lagunas que desde un punto de vista hidrológico, el tipo de cubeta, el aporte de agua superficial y atmosférico y la interrelación con el agua subterránea, se clasifican en permanentes, semipermanentes, temporarias, efímeras y periódicas (Dangavs, 2005). En particular en el sur de la región, existen cuerpos de aguas continentales con concentraciones de sales elevadas, de diferente origen. Esta zona se encuentra dominada por lagunas y salitrales y en algunos casos se han llegado a convertir en salinas dada la escasez de precipitaciones y la intensa evaporación.

Las lagunas salinas, representan un caso particular de estudio, ya que son cuerpos de agua que pueden experimentar un amplio rango de restricciones dinámicas y energéticas. Pueden sufrir eventos de alta salinidad y/o desecación que suceden con un grado de predictibilidad variable (Comín et al., 1991). Por lo tanto, las comunidades biológicas que habitan en ellas varían de acuerdo con los cambios físicos y químicos que sufre el agua (Alcorlo, 2004). En Argentina, este tipo de ambientes se presentan principalmente en las regiones: Pampeana (Complejo Laguna Salada Grande, la Cuenca de Chasicó y las Lagunas Encadenadas del Oeste) y en la Puna (Lagunas de Pozuelos, de Guayatayoc y complejo de Lagunas de Vilama en la Provincia de Jujuy y Lagunas Grande, La Alumbrera y Purulla, en la Provincia de Catamarca) (Canevari et al., 1998).

Las lagunas y los lagos de Argentina han sido clasificados desde diferentes enfoques, según su grado de trofismo utilizando diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos en distintos autores (e.g. Quirós et al., 2002; Quirós, 2005; Diovisalvi et al., 2010). En el orden local, las lagunas de la Región Pampeana han sido ampliamente estudiadas desde varios enfoques académicos desde 1960, siendo Ringuelet (1967) uno de los pioneros en caracterizar la ecología de estos cuerpos de agua. Desde entonces se han incrementado en una variedad de temas los estudios realizados, algunos utilizan métodos tradicionales de evaluación de calidad de aguas (Quirós & Drago, 1999, Quirós et al., 1998; Gabellone et al., 2000), o la morfometría de las lagunas (Dangavs 1976, 1979, 1988, 2005) Forneron et al., 2010; Bohn et al., 2013, Contreras, 2017), la dinámica estacional de las características físicas (Torremorel et al., 2007), la caracterización del fitoplancton (Izaguirre & Vinocur, 1994; Allende et al., 2009; Izaguirre, et al 2015, O' Farrel et al 2015) y del zooplancton (Claps, et al., 2004; Garibotti et al., 2009, Kopprío et al., 2012; Diodilvasi et al., 2015), como así también mediante técnicas que involucran información proveniente de sensores remotos y modelos específicos de calidad de aguas (Gelmi et al., 2004; Geraldi et al., 2007, Bohn et al., 2016).

Los ambientes poco profundos, representan una herramienta de fácil acceso, ya que pueden ser muestreados con rapidez, facilidad, escaso esfuerzo de muestreo y bajos presupuestos (Stevenson & White 1995). Estudios previos han mostrado que la mezcla constante de la columna de agua, que se genera por la influencia del viento, influye en la resuspensión de los sedimentos y en el mantenimiento de los nutrientes disueltos en la columna de agua y accesibles para los productores primarios, favoreciendo que estos sistemas sean más productivos que los lagos profundos (Wetzel, 2001; Padišák & Reynolds, 2003; Havens et al., 2004).

El estudio de variables climáticas y procesos meteorológicos relacionados con la dinámica del fitoplancton se vienen incrementando en las últimas décadas, dada la velocidad con que estos organismos responden a cambios en el ambiente (Winder & Sommer 2012). Los procesos físicos que experimentan los ecosistemas acuáticos continentales pueden ser detectados por medio del muestreo y seguimiento de estos organismos. Funcionan como un bioindicador de las características de los sistemas acuáticos de manera temprana, responden rápidamente a diversos forzantes que afectan los ciclos naturales y a cambios en las condiciones ambientales (da Costa et al., 2016). Aquellos organismos que ya experimentan un grado de tensión o estrés como consecuencia de las alteraciones a su medio ambiente, por ejemplo el incremento de nutrientes, tendrán menor capacidad de tolerar cambios adicionales, como el factor climático (Zhou et al., 2016). Además, son uno de los componentes biológicos clave del desarrollo de los procesos eutróficos en este tipo de ambientes (Western, 2001; Dolbeth et al., 2003).

Las variaciones en el fitoplancton debidas a los cambios ambientales pueden reflejarse tanto a nivel de la comunidad en las tasas de productividad primaria, en la biomasa o diversidad, como a nivel poblacional, modificando aspectos fisiológicos e relaciones interespecíficas. Los cambios ambientales que modulan estas variaciones pueden ser locales (e.g. descarga de nutrientes), regionales (e.g. fluctuaciones en el régimen pluviométrico) o globales (e.g., incremento de la temperatura). Según Smayda (1998) las poblacionales pueden sufrir distintos patrones de respuesta, los cuales a su vez pueden generar cambios en la estructura de la comunidad. Se destacan: a) ciclos de floraciones: especies que forman floraciones con la misma periodicidad cíclica (todos los años en determinada época, cada 2-5 años, etc.); b) Episodios de floración: especies autóctonas que comúnmente no forman floraciones y que sólo muestran incrementos estacionales moderados; c) desplazamiento estacional de la dominancia; d) tendencia a aumentar, disminuir o permanecer. También pueden aparecer nuevas especies seguidas de: dominancia perenne, establecimiento, dispersión regional y persistencia.

Algunos grupos como las cianobacterias, clorófitas y euglenofitas, ocasionan floraciones, también conocidas como “blooms”, los cuales se definen como eventos de multiplicación y acumulación en períodos muy cortos de tiempo de una o pocas especies. Estas floraciones se favorecen por la eutrofización y llevan al deterioro de la calidad del agua (Jones & Brett 2014). Ciertas especies que generan floraciones, como es el caso *Microcystis aeruginosa*, revisten mayor consideración e importancia porque son especies potencialmente productoras de toxinas (también denominadas “potencialmente tóxicas”) que generan un peligro para la salud humana y el resto de los organismos de la red trófica (Carmichael 2001; Christoffersen et al., 2002). Entender la dinámica poblacional y los factores ambientales que favorecen estos eventos de floración de especies potencialmente tóxicas, así como otros grupos fitoplanctónicos es fundamental para el monitoreo de la calidad del agua. Esta información se considera necesaria para desarrollar estrategias de gestión que permitan a largo plazo la óptima utilización del recurso y de la calidad del agua de los lagos someros.

El análisis de comunidades fitoplanctónicas en cuerpos de agua someros en relación con factores ambientales y meteorológicos está fuertemente estudiado a nivel mundial (Hamish et al., 2011). Si bien no son pocos los trabajos que comparan el fitoplancton de lagunas con distintos grados de salinidad, la comparación mayormente ha sido observada en lagunas con conexión al mar o estuarios. Ayadi et al. (2004) estudiaron el fitoplancton de dos lagunas, una de agua dulce y otra de carácter salino, esta última conectada al océano y estos autores observaron un gradiente en las comunidades desde el agua dulce hacia el océano siendo las diatomeas el grupo dominantes a salinidades mayores.

En la costa de Carolina del Norte (USA), Pearl et al. (2014) analizaron los cambios en la estructura y composición del fitoplancton en una laguna conectada al estuario, con énfasis en los cambios de salinidad sufridos por el pasaje de huracanes y tormentas sucedidos en los últimos 15 años. Estos autores centraron la investigación en la capacidad de los distintos grupos taxonómicos en optimizar su crecimiento bajo condiciones hidrológicas variables, incluyendo períodos estacionales de humedad / sequía y tormentas episódicas. Determinaron que los cambios en la composición de la comunidad de fitoplancton y la biomasa fueron fuertemente moduladas por la duración de las cantidades y la estacionalidad de la descarga de agua dulce. La fracción nano / microfitoplancton tuvo un crecimiento neto negativo durante largos períodos lluviosos mientras que el picofitoplancton mostró un crecimiento neto positivo bajo condiciones de nutrientes limitados.

Otros trabajos abordaron los eventos climáticos, ya sean extremos o la variabilidad propia de cada región, en relación con ciertos grupos taxonómicos, como es el caso de las cianobacterias (Liu et al., 2011; Paerl & Otten 2013). Este grupo representa particular interés por su importancia como productoras de toxinas, el aumento de floraciones en ambientes continentales y marinos como consecuencia del cambio climático y la acidificación de los océanos. Moore et al. (2008) estudiaron este grupo, dado el notable incremento de estos eventos de floración y los posibles efectos que pueden generar en la salud humana; esta investigación, remarca la necesidad de ampliar una nueva rama de investigación, la epidemiología oceanográfica, que requiere de mediciones en grandes escalas geográficas y series de tiempo prolongadas.

Havens et al. (2016) observaron el efecto de cambio climático en dos lagos de Estados Unidos y uno en Asia, todos de carácter somero (profundidad menor a tres metros). Entre sus conclusiones se destaca, que en un futuro más cálido, las cianobacterias en este tipo de ambientes, serán favorecidas sobre otros grupos taxonómicos del fitoplancton. Esto se debe a sus tasas óptimas de crecimiento a temperaturas elevadas, los lagos con altas concentraciones de Fósforo total (TP) y Nitrógeno total (TN) que evidencian un calentamiento podrían experimentar una mayor frecuencia de floraciones (Havens et al., 2016).

En lo que respecta a la ecología de las lagunas pampeanas, existen varios trabajos que analizan sus estados de equilibrio, actualmente denominados “regímenes” en el contexto del “modelo de estados alternativos” planteado por Scheffer et al. (1993). Para esta región se reconocen tres tipos de estados estables alternativos: dos de ellos se encuadrarían en los estados extremos planteados en el modelo de estados alternativos de acuerdo a la caracterización de diversos autores que definido a los mismos (Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppensen, 2007; 2009): a) lagunas de aguas claras, con escasa biomasa de fitoplancton, abundante desarrollo de macrófitas acuáticas y abundancia de peces de gran porte mayormente piscívoros; b) lagunas de aguas turbias, con abundante desarrollo de

fitoplancton, escaso desarrollo de macrófitas y con alta abundancia de peces planctívoros. Sin embargo en la Región Pampeana también existe un tercer tipo de lagunas que no se enmarca en el modelos de Scheffer que se caracteriza por tener alta turbidez inorgánica, con escaso desarrollo de macrófitas y fitoplancton (Pérez et al., 2010) denominadas por ese motivo “turbias inorgánicas”. Varios trabajos referidos a estos en las lagunas pampeanas se exponen en la edición especial de la revista Hidrobiología 2015 (Vol. 752) (Sanchez et al., 2015; Iachetti & Llames 2015, entre otros). Es importante destacar que específicamente en el suroeste de la Provincia de Buenos Aires, los trabajos referidos al fitoplancton de lagunas, son relativamente escasos, entre ellos, se reconocen los realizados por Ferrer et al. (2010) y Cony et al. (2014) en laguna Sauce Grande únicamente, dado que la gran mayoría de los trabajos ya mencionados han sido realizado en la Región subtropical y húmeda de la Región Pampeana (Aliaga et al., 2007).

Dentro de la Región Pampeana, en el suroeste de la Provincia de Buenos Aires, las lagunas de Puan y La Salada son de gran relevancia socio-económica. Ambos cuerpos de agua son sitios turísticos y recreativos de mucha importancia. La ubicación y características de estos dos ecosistemas representan particular interés porque constituyen diferentes tipos de lagunas que permiten analizar su respuesta a la variabilidad climática de la región. No existen estudios previos sobre el fitoplancton desde un punto de vista ecológico en estas dos lagunas pampeanas. Como antecedente preliminar sólo se cuenta con el análisis que realizó Zunino (2013) abarcando la estructura y composición del fitoplancton en relación a variables fisicoquímicas en laguna La Salada entre los meses de marzo y junio de 2013.

Teniendo en cuenta los escasos antecedentes sobre la ecología del fitoplancton para las dos lagunas consideradas en este estudio y la importancia socio-económica de los cuerpos de aguas pampeanos desde una mirada integradora (aspectos biológicos, químicos, físicos y meteorológicos). Sumado a la evidente problemática del deterioro de los recursos hídricos en el marco de un escenario de variabilidad climática y aumento de eventos climáticos extremos, los resultados de esta tesis y la información proporcionada adquiere gran relevancia para la toma de decisiones políticas medioambientales en estos sistemas de gran importancia para la región.

2. Área de estudio

El área de estudio se localiza en el sur de la provincia de Buenos Aires y se extiende entre las coordenadas 63° 30' y 60° 30' W y entre los 37 ° 30' y 39° 30' de S (Figura 1). Dentro de esta área se encuentran las dos lagunas estudiadas en esta tesis: La Salada de carácter salino y localizada en una zona de llanura árida y Puan de agua dulce, situada en las cercanías del Sistema Serrano Ventania.

La distancia que separa a estos dos cuerpos de agua es de 275 km en dirección N-S. El área se encuentra dentro de la denominada Región Pampeana, Argentina, definida por Labraga et al. (2011), que abarca una superficie de 613.532 km², y se enmarca dentro de los climas templados. Se observa una estacionalidad térmica que permite una clara diferenciación de veranos e inviernos, con una temperatura promedio anual de 20,6 °C. El clima regional se define como templado-húmedo. Las precipitaciones disminuyen de noreste (1385 mm/año) al sudeste (377 mm/año) (Scian et al., 2006; Aliaga et al., 2016).

La vegetación nativa forma parte de las unidades fitogeográficas “del espinal” y “pampeana” (Cabrera, 1976). La característica del área es la mezcla de arbustos perennifolios, dominantes en el Oeste y el pastizal de gramíneas bajas y herbáceas, en el Este. Esta región se caracteriza por una importante actividad agropecuaria, en especial de secano, aunque existen sectores bajo riego de gravedad y más recientemente riego complementario con explotación de acuíferos libres. La producción agrícola corresponde principalmente a cereales (cosecha fina) seguido por girasol y maíz. La ausencia de cursos fluviales significativos y una cierta restricción hídrica hacen que, tanto para la población rural como suburbana se abastezcan principalmente de estos acuíferos (Navarro & Gonzáles Uriarte, 2002).

La provincia de Buenos Aires se caracteriza por presentar un relieve llano, con escasa pendiente, las unidades morfológicas de mayor altura son los Sistemas Serranos de Ventania y Tandilia. Ambos condicionan las características hidrográficas y topográficas de las cuencas del sur, el Sistema de Ventania es el más relevante de acuerdo a los objetivos del este estudio. El relieve llano junto con la sucesión de períodos climáticos contrastantes, favoreció la acumulación de agua superficial que dio origen a diferentes ambientes lénticos. Las características de estos ambientes a lo largo de toda la extensión de la Región Pampeana, son variables tanto en su hidroquímica, morfología y productividad biológica (Quiros et al., 2002).

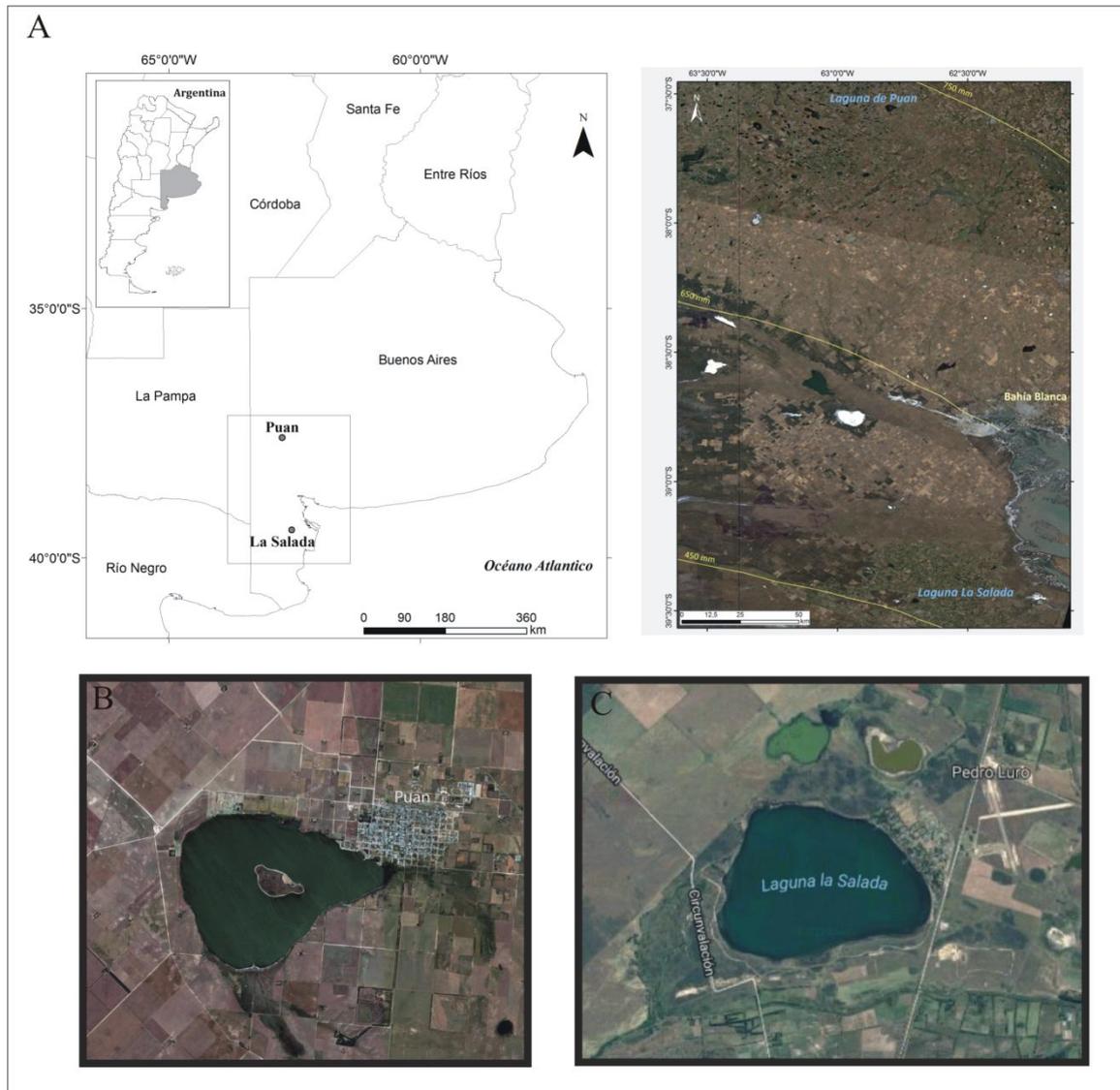


Figura 1. A. Área de estudio. B. Laguna de Puan. C. Laguna La Salada.

2.1. Laguna de Puan

La laguna de Puan ($37^{\circ}33'13''\text{S}$ - $62^{\circ}47'46''\text{W}$) está localizada en el partido homónimo al sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Figuras 2 y 3). Su clima es templado, con estacionalidad térmica y pluviométrica (Bohn, 2009). El partido tiene una extensión de 6.385 km^2 y una población de 16.381 habitantes según el Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). Limita al Oeste con la provincia de La Pampa, al Norte con el partido de Adolfo Alsina, al Este con los partidos de Saavedra y Tornquist y al Sur con el partido de Villarino. El uso del suelo es predominantemente agropecuario y sólo en sectores restringidos es exclusivamente pecuario (Campo et al., 2012).

La aptitud de los suelos del partido de Puan ha sido definida como agrícola ganadero, siempre en rotación. El sistema de producción actual es mixto, basado en una ganadería vacuna. El trigo y la cebada son los principales productos agrícolas del área. Durante los últimos años, la agricultura se expandió obedeciendo a factores económicos y climáticos. El motivo de la prevalencia de los sistemas mixtos en la región tiene su explicación en la estrategia de diversificación de actividades entre ganadería y agricultura por parte de los productores a los efectos de minimizar el riesgo climático. Se encuentra en una zona de fuertes vientos y con suelos drenados. (Campo et al., 2012).

En su margen noroeste se encuentra la ciudad de Puan con 4738 habitantes según el censo del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC 2010). El Arroyo Pichincay, de carácter semipermanente, es su único afluente. Este se origina a 8 km al sudeste de la laguna en la base de los afloramientos del Sistema Ventania (Figura 1). Tanto la extensión del arroyo como su caudal dependen directamente de las precipitaciones y la descarga que aportan las sierras. El Sistema Ventania da origen a la isla central que forma parte de la laguna. Es representativa de un ambiente léntico de tipo fluvial, poco profundo con sus costas de barrancas bajas de tosca.



Figura 2. Fotografía de la Laguna de Puan desde el muelle. **Figura 3.** Fotografía de la Laguna de Puan desde el mirador

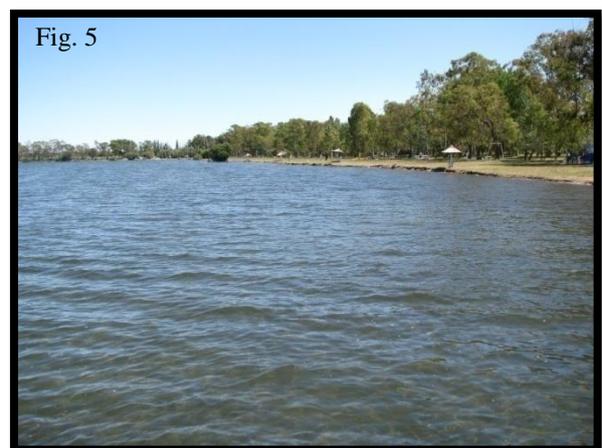
2.2. Laguna La Salada

La Salada (39°28'S; 62°42'W) es una laguna salina continental que se encuentra en el partido de Villarino, a 5 km de la localidad de Pedro Luro, provincia de Buenos Aires (Argentina) (Figuras 4 y 5). Abarca una extensión aproximada de 4 km². Su profundidad puede alcanzar hasta 2,5 m tiene baja concentración de clorofila *a* (8,6 µg/L) es mesotrófica (Alfonso et al., 2015). Este cuerpo de agua, tiene como afluentes al canal San Adolfo y al río Colorado, y el primero es regulado por La Corporación de Desarrollo del Valle del Río Colorado (CORFO) que administra y cumple el

régimen de riego en la zona. Las Autoridades del Agua deciden cuándo y cuánta agua ingresa a la laguna en función de la disponibilidad para el riego (Alfonso et al., 2017).

El clima en esta zona es semiárido y el balance hídrico es negativo durante todo el año. La temperatura media es de 14,8°C y la precipitación promedio anual es 507,7 mm, disminuyendo en el invierno (Rosa, 2010). Entre las características de este cuerpo de agua se puede destacar su fondo arenoso con cristales de yeso intercalados en los sedimentos. Sus aguas son claras, no se observan sedimentos suspendidos, con excepción de los días ventosos y tiene como principales componentes al Sodio y al Cloro, seguidos por el Azufre. Posee óptimas condiciones de navegación y accesibilidad, sumado a costas de escaso desnivel, lo que permite la práctica de deportes náuticos, dadas sus características de aguas transparentes, aptas para la navegación ligera y la pesca deportiva. Los valores de temperatura media oscilan entre 8°C y 21°C; la salinidad es de aproximadamente 23 g/L; se trata de un cuerpo de agua hiposalino a mesohalino y su pH es 7,8 (Alfonso et al., 2015; 2017).

Es un área turística local muy fuerte. Su importancia regional se vincula con su cercanía a la localidad de Pedro Luro. Este pueblo, del partido de Villarino, está situado en el kilómetro 747 de la línea Capital Federal-Bahía Blanca-Patagones. En los últimos años se ha consolidado como un centro de atracción para numerosos turistas y excursionistas que desde la zona circundante se acercan a disfrutar de las distintas alternativas que propone el destino turístico y que se sustenta en tres bases: La Salada, las termas y el complejo Fortín Mercedes.



Figuras 4 y 5. Fotografías de laguna La Salada tomadas desde el muelle

3. Hipótesis de Trabajo

En esta investigación se propone la siguiente hipótesis de trabajo:

La variabilidad climática es la forzante primordial de la dinámica y el funcionamiento de las lagunas de Puan y La Salada. Estos cuerpos de agua someros experimentan variaciones morfométricas y limnológicas relacionadas fundamentalmente con el clima de la región (principalmente con precipitación y evaporación) y sus eventos meteorológicos extremos. La calidad del agua y la dinámica de las comunidades fitoplanctónicas dependen de las características fisicoquímicas y de las variaciones de nivel del agua típicas de estos ambientes.

3.1 Objetivos

El objetivo general del trabajo de investigación propuesto es conocer y comparar la respuesta del fitoplancton a la variabilidad climática, las variables fisicoquímicas y el uso antrópico en dos lagunas someras de la Región Pampeana con distintas características de salinidad: Laguna de Puan (subsalina) y Laguna La Salada (mesosalina).

Los **objetivos específicos** son:

- 1) Analizar el clima característico de las lagunas Puan y La Salada y la variabilidad de las precipitaciones de cada lugar en particular.
- 2) Profundizar el conocimiento que se tiene de la hidrografía de las lagunas Puan y La Salada caracterizando sus elementos fisicoquímicos y biológicos.
- 3) Conocer las respuestas fisicoquímicas y biológicas de las lagunas a ciclos y eventos climáticos a diferentes escalas temporales.
- 4) Estudiar en forma cualitativa y cuantitativa las comunidades fitoplanctónicas de Puan y La Salada.
- 5) Determinar la composición y la estructura de la comunidad fitoplanctónica en cada una de las lagunas estudiadas.
- 6) Detectar la ocurrencia de proliferaciones masivas de especies fitoplanctónicas con especial énfasis en aquellas potencialmente tóxicas.
- 7) Establecer rasgos comunes o particulares entre estos cuerpos de agua y otros de similares características.
- 8) Sobre la base de la totalidad de los resultados obtenidos y considerando trabajos previos, elaborar un diagnóstico preliminar y sugerir estrategias de explotación y manejo para la Laguna de Puan y La Salada tendientes a conservar la calidad y cantidad de los recursos.

4. Estructura de la Tesis

Con el fin de cumplir los objetivos propuestos se estructuró esta tesis en 6 capítulos, en los cuales:

En el *capítulo 1* se introduce el tema de estudio, las hipótesis y los objetivos de trabajo como así también la descripción del área de estudio.

En el *capítulo 2* se realiza una descripción del clima y la variabilidad climática de la zona de estudio de las lagunas Puan y La Salada durante los últimos cincuenta y seis años (1960-2016).

En el *capítulo 3* se analizan comparativamente los parámetros morfométricos y limnológicos de la laguna de Puan y La Salada.

En el *capítulo 4* se estudian la estructura, composición y dinámica del fitoplancton de las lagunas Puan y La Salada.

En el *capítulo 5* se comparan desde un enfoque ecológico las dos lagunas, a modo de integrar los datos presentados en los capítulos anteriores y elaborar estrategias de manejo para estos ambientes.

En el *capítulo 6* se realiza un estudio de alta frecuencia utilizando los datos de clorofila *a* de la boya de monitoreo ambiental (EMAC) ubicada en La Salada.

Y por último en el *capítulo 7* se exponen las conclusiones más importantes de esta tesis.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA DE LAS LAGUNAS DE PUAN Y LA SALADA

1. Introducción

El análisis de los elementos del clima, principalmente temperatura, precipitación, dirección y velocidad del viento representan una herramienta para el estudio de una cuenca hidrográfica, dado que afectan el funcionamiento hidrológico de la misma y repercuten sobre sus características estructurales (Carpenter et al., 1992). Los lagos someros se encuentran estrechamente ligados a la intensidad del uso del suelo y la variabilidad climática de su cuenca de influencia (Williamson et al., 2008; Jennings et al., 2012). El estudio del clima y su variabilidad en una región, resulta fundamental para comprender como se comportan los sistemas naturales y cuál es el impacto de las actividades antrópicas (Parmesan et al., 2000; Thomas et al., 2004).

La variabilidad del clima, se refiere a las variaciones en las condiciones climáticas en todas las escalas temporales y espaciales que se extienden más allá de un fenómeno meteorológico local. La misma puede deberse a procesos naturales internos, que ocurren dentro del sistema climático (variabilidad interna) y a variaciones en el forzamiento externo natural o antropogénica (variabilidad externa) (IPCC, 2007) (Parker et al., 1988).

La variabilidad climática tiene un impacto sobre los ecosistemas acuáticos, en particular en los lagos someros. Por lo tanto, para comprender el funcionamiento y la dinámica de estos ambientes es crucial el conocimiento de los procesos que lo modifican. Dentro de los efectos del clima el proceso físico más importante es la interacción agua-atmósfera y el punto de partida para el estudio de la limnología en un contexto de global de cambio climático (Havens et al., 2016). Los factores que influyen en forma interanual e interdecádica en las relaciones tróficas, la dinámica del plancton y los eventos de sucesión, son necesarios para predecir el comportamiento de los ecosistemas y su respuesta al cambio climático global anticipado (Schindler et al., 1990; Meerhoff et al., 2007; Pearl & Paul., 2012).

Los fenómenos macroscópicos atmosféricos y oceánicos a gran escala, son responsables de las fluctuaciones climáticas regionales que controlan a largo plazo los ecosistemas acuáticos. En el Hemisferio Sur, El Niño Oscilación Sur (ENSO), El Niño (EN) y Oscilación Sur (OS) son considerados como los principales responsables de la variabilidad climática interanual (Trenberth & Caron, 2000). En América Latina, se ha demostrado que la variabilidad climática interanual está fuertemente relacionada con este fenómeno (Barros & Silvestri, 2002; Vera et al., 2004). Este evento tiene un origen en la combinación de un aumento en la temperatura superficial del agua en el

mar (EN) y con un cambio en el patrón de la presión atmosférica en el océano Pacífico. Las anomalías en las temperaturas del mar y la reducción de la velocidad de los vientos Alisios, alteran la interacción mar-aire afectando los procesos nubosos y en consecuencia, la distribución de las precipitaciones (Rosenzweig & Casassa, 2007). La correcta comprensión e interpretación de los fenómenos climáticos a escalas regionales o incluso globales, permiten entender y analizar los cambios a nivel local de un determinado estado atmosférico.

En la Región Pampeana, existe un gran número de estudios que han demostrado la ocurrencia de eventos lluviosos en períodos El Niño y eventos de sequía durante La Niña (Grimm et al., 2000; Scian, 2002, 2006; Ferrelli & Aliaga, 2015; Bohn et al., 2016). Las llanuras dominantes de esta región constituyen un escenario de suma fragilidad ante eventos extremos. El relieve escasamente ondulado y la cantidad e intensidad de las lluvias durante períodos húmedos generan una situación de vulnerabilidad (Vásquez et al., 2003), resultando una zona urbana generando periódicas inundaciones que afectan tanto las áreas rurales como las urbanas. Generando importantes consecuencias económicas regionales (Taboada et al., 2009).

Los ciclos de sequía e inundación constituyen uno de los fenómenos más recurrentes que se registran con extrema severidad, sobre la hidrología y la actividad agrícola de la región pampeana. Esta variabilidad afecta fuertemente la hidrología de las lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Es un hecho reconocido por varios autores (Dangavs, 2005; Quirós et al., 2002; Ferrelli et al., 2002; Bohn et al., 2016) quienes han demostrado la relación entre los períodos sequía–inundación característicos del clima pampeano y las variaciones morfométricas de los cuerpos de aguas pampeanos.

Según el régimen pluviométrico de esta región, existen dos ambientes climáticos claramente diferenciados. La Pampa húmeda, localizada al noroeste, con precipitaciones superiores a los 800 mm anuales, caracterizada por veranos secos y por la presencia de un paisaje compuesto principalmente por un manto de gramíneas cespitosas. En el sudoeste, se encuentra la Pampa seca. Presenta características climáticas más rigurosas que la pampa húmeda, con precipitaciones anuales entre 500 mm y 800 mm, veranos muy cálidos e inviernos muy fríos (Scian et al., 2006; Aliaga et al., 2016; 2017).

El estudio de las lagunas pampeanas que incluya el análisis de sus componentes ya sean físicos, químicos o biológicos, requiere previamente un análisis exhaustivo del régimen de precipitación, debido a que su hidrología es altamente dependiente de las precipitaciones “*in situ*” (Quirós et al., 2005). En la región de estudio las precipitaciones descienden de noreste (750 mm/año) a sudoeste (450 mm/año) (Aliaga et al., 2016). Aliaga et al. (2017) clasificaron y caracterizaron el clima de la Región Pampeana, y obtuvo ocho subregiones climáticas. Según estos autores, Puan y La Salada se

ubican en regiones pluviométricas y climáticas distintas, denominadas *Templados Serranos de Ventania* y *Semiárida* respectivamente. En este contexto, el objetivo del presente capítulo es analizar la variabilidad climática del área localizada entre los 63 °30 y 62° 30 W - 37 ° 30' 39° 30'S que incluye las lagunas de Puan y La Salada.

2. Método de Trabajo

Para el análisis de la variabilidad climática del área de estudio se utilizaron datos suministrados por las estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), las estaciones fueron, Bordenave (E.E.A Bordenave) para analizar la laguna de Puan (período 1960-2016) e Hilario Ascsubi para estudiar La Salada (E.E.A Hilarios Ascsubi) (período 1966-2016). El análisis incluyó el estudio de la temperatura del aire, la dirección y velocidad promedio del viento, la variación anual de la humedad relativa (%). La temperatura se relacionó con la precipitación mediante diagramas ombrotérmicos y se realizaron los balances hídricos de cada estación. Para el análisis del régimen pluviométrico, se aplicó el Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) (McKee *et al.*, 1995). Para estudiar la precipitación anual, registrada en un año determinado comparando al valor normal, se utilizó el método denominado quintil (Bolognesi, 1971). Por otro lado, en este capítulo se analizaron datos de alta frecuencia de la Estación de Monitoreo Ambiental Costero (EMAC) instalada en la Laguna de Puan. Por lo tanto, con diferentes métodos se analizaron los fenómenos meteorológicos que ocurren a distintas escalas temporales.

2.1. Análisis Meteorológico

Para analizar el clima de la región se utilizaron los datos de dos estaciones meteorológicas del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria INTA. E.E.A Hilario Ascsubi para evaluar la laguna La Salada, ya que esta estación se encuentra ubicada a 9 km de la laguna y E.E.A Bordenave para evaluar la laguna de Puan, a 38 km de la misma. Se analizaron los datos meteorológicos históricos de velocidad del viento mensual (km/h), temperatura del aire (°C) y precipitaciones (mm). Los datos corresponden al período 1960-2016. Se utilizaron técnicas estadísticas estándar: promedios, máximos y mínimos. Además se estudiaron las anomalías de la temperatura del aire.

2.2. Balance Hídrico

Se realizaron balances hídricos considerando los datos de precipitación, temperatura, evapotranspiración y número de horas de sol mediante el método de Thornthwaite & Mather

(1957). Este método permite monitorear el almacenamiento de agua en el suelo, reflejando las diferencias entre las entradas y las salidas. Para ello, se consideró que la única entrada al sistema fue la precipitación (Pp.) y la salida (como resultado de la interacción con la atmósfera) la evapotranspiración potencial (EVP). Mediante la aplicación de este método se estimó la evapotranspiración real (EVR), el déficit de agua, el excedente y el almacenamiento de agua del suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Referencias para el análisis del balance hídrico (Modificado de Thornthwaite & Mather 1957).

P	<	ETP y ETR =	Deficit
P	>	ETR =	Almacenamiento en reserva + excedente
ETR	>	P =	Utilización de reservas del suelo

2.3. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP)

La variabilidad pluviométrica se estudió aplicando el Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) (Mckee et al., 1993). Este índice permite realizar un seguimiento de las precipitaciones y la determinación de períodos secos y húmedos y se asocia a fenómenos como El Niño, La Niña o El Niño Oscilación Sur (ENSO) (Piccolo, 2013). Este índice representa la distribución y frecuencia de la precipitación en un lugar determinado a cualquier escala temporal de interés, con una función de densidad transformada a una función normal estandarizada (media equivalente a 0 y varianza igual a 1). Respecto a la categorización de los valores de referencia del IEP, los registros con precipitaciones mayores a 1, se consideran húmedos, en tanto que, los registros con precipitaciones menores a -1 se consideran secos. Los períodos para los que el valor del IEP se encuentra entre -0.99 y 0.99 son considerados normales (Tabla 2). La principal característica del IEP es la flexibilidad de medición de las anomalías de la precipitación en distintas escalas temporales y espaciales. Se basa en la posibilidad de ocurrencia de la precipitación para un período dado (Mckee et al., 1993).

2.4. Clasificación de precipitaciones anuales según el parámetro estadístico quintil

Se aplicó el Método de Quintiles (Bolognesi, 1971) con el fin de caracterizar las precipitaciones anuales. Para ello, se calcularon los quintiles de la serie de precipitación anual de Puan y La Salada

y se designaron con Q1, Q2, Q3 y Q4. Se admitió un criterio de clasificación que se consideró adecuado para los totales anuales de precipitación (Bolognesi, 1971). Complementariamente a la aplicación de estos índices, las precipitaciones anuales y mensuales fueron analizadas en cuanto a la distribución de sus frecuencias en relación con la distribución normal y a las medidas de tendencia central. El método de Quintiles permitió caracterizar los años en secos, lluviosos y normales, de acuerdo a los criterios presentados en la Tabla 2 para la clasificación de los totales anuales de precipitación (Bolognesi, 1971).

Tabla 2. Clasificación de períodos anuales en relación a las precipitaciones anuales según el Método de Quintiles (Bolognesi, 1971) y el Índice Estandarizado de Precipitación (IEP). P=precipitación anual.

Método de Quintiles		IEP	
Muy Seco	P < 1Q	Extremadamente seco	< -2
		Muy Seco	-1,5 ≤ IEP < 2
Seco	1Q ≤ P < 2Q	Seco	-1 ≤ IEP < 1
Normal	2Q ≤ P < 3Q	Normal	< 1 > -1
Lluvioso	3Q ≤ P < 4Q	Húmedo	1 ≤ IEP < 1,5
Muy Lluvioso	P ≥ 4Q	Muy Húmedo	1,5 ≤ IEP < 2
		Extremadamente Húmedo	2 ≥

2.5. Estudio meteorológico con mediciones de alta frecuencia

Dado que no existen mediciones meteorológicas en alta frecuencia en la Laguna de Puan, se colocó una estación meteorológica EMAC (Figura 1). Para su instalación se obtuvo el permiso y la aprobación de la Municipalidad de Puan. Tanto la construcción como la instalación de la misma estuvieron a cargo de Dr. Alejandro Vitale. Esta estación está equipada con sensores de temperatura del agua, temperatura del aire, humedad, velocidad del viento, dirección del viento y nivel del agua, los datos de esta estación fueron adquiridos en forma continua ($\Delta T = 10$ minutos). La información generada es enviada vía satélite y actualizada cada media hora.



Figura 1. Estación Meteorológica EMAC de Puan.

Para el análisis de esta información se aplicó una Transformada Rápida de Fourier (TRF) (Bloomfield, 1976). Este análisis se aplica comúnmente al estudio de las fluctuaciones periódicas de parámetros meteorológicos. Este método permite identificar los distintos procesos físicos que actúan sobre una variable y se concentra en la búsqueda de patrones cíclicos. Para su ejecución, se debe disponer de una serie de tiempo, es decir, una secuencia de mediciones u observaciones numéricas de una variable en un determinado intervalo de tiempo. Se obtiene un espectro que muestra la contribución de cada componente cíclico a la varianza total de la variable; dicho de otra manera, el espectro de una serie de tiempo muestra las contribuciones de las oscilaciones de distinto período a la varianza de secuencia de datos (Bloomfield, 1976). El período de estudio comprendió desde julio 2014 hasta julio 2016. Se trabajó con 13.909 datos por cada uno de los parámetros registrados en la estación, lo que resulta un total de 69.545 datos.

La laguna La Salada desde 2012 cuenta con una boya autónoma EMAC (Estación de Monitoreo Ambiental Costero) ubicada en el sector más profundo ($39^{\circ}27'27''S$ - $62^{\circ}42'25''W$). La misma cuenta con sensores para la medición de variables limnológicas y meteorológicas. Para su correcto funcionamiento la boya tiene dos paneles solares que le proveen de energía solar. 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. Los datos tanto de la boya como de la estación pueden consultarse a través de la página web <http://emac.iado-conicet.gob.ar/>.

Con los datos medidos en alta frecuencia, se analizó el comportamiento de las variables utilizadas en el análisis de Fourier (temperatura del aire, humedad relativa, velocidad del viento y dirección del viento). Se estudiaron los datos de manera mensual, para luego observar el comportamiento semanal y diario, de esta forma se identificaron patrones de comportamiento que permiten detectar procesos locales.

Para analizar los procesos temporales detectados con el análisis de la TRF, se analizaron a escala regional la ocurrencia de pasajes de baja y alta presión (cyclón y anticiclón). Para esto estudiaron los procesos sinópticos atmosféricos utilizando los mapas del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, Argentina) y la base de datos Intelliscast (<http://www.intellicast.com/>). Los resultados de las variables ambientales obtenidas de la estación EMAC de Puan, son discutidos con los datos ambientales obtenidos de la Boya-EMAC de la laguna La Salada que fueron analizados por Alfonso (2018).

3. Resultados

3.1. Variabilidad climática interanual

El área de estudio (Figura 2) se enmarca dentro de un clima templado de transición, subhúmedo o semiárido de dominio oceánico, con un régimen térmico de tipo continental atenuado por la influencia marina. Está caracterizado por la convergencia periódica de diferentes masas de aire proveniente principalmente del anticiclón semipermanente del Atlántico Sur (Proyecto INTA RIAP, 2003). Dentro de esta región se pueden identificar ocho subregiones climáticas (subtropical, cálido – húmedo, cálido de las sierras pampeanas, templado y muy húmedo, terrenos altos del Sistema Ventania, templado oceánico, semiárido y continental (Aliaga et al., 2017). A continuación se presentan los principales resultados obtenidos para cada una de las variables estudiadas.

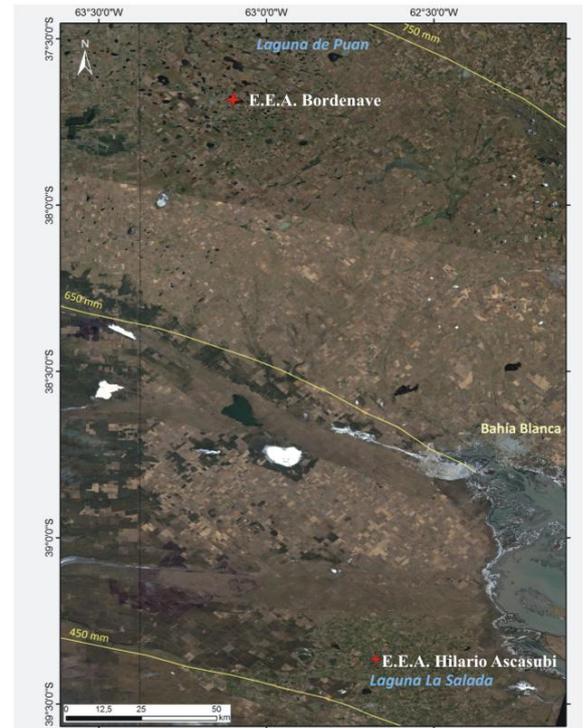
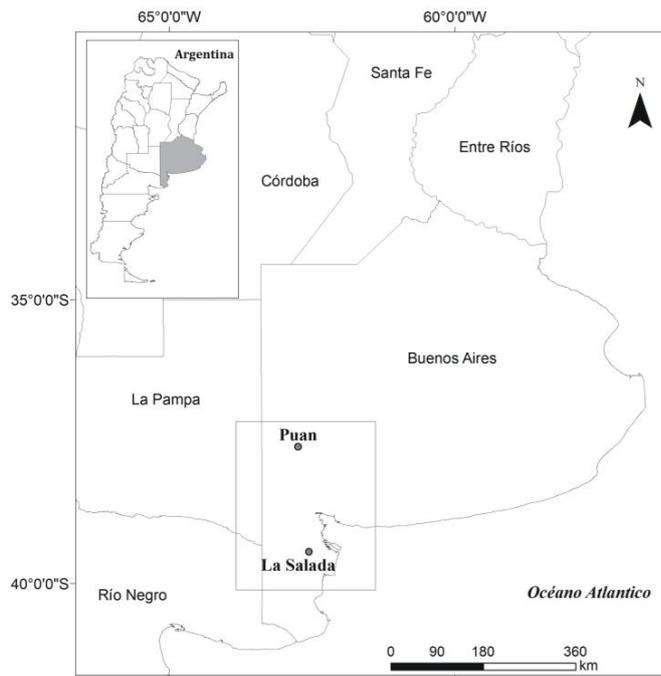


Figura 2. Región de estudio. Ubicación de las Lagunas Puan y La Salada y estaciones meteorológicas utilizadas (EEA).

3.1.1. Temperatura del aire

En toda la región existe una estacionalidad térmica, con veranos cálidos (temperaturas medias estacionales superiores a 20°C) e inviernos fríos, con valores inferiores a 0°C (Campo et al., 2004; Aliaga et al., 2017). En Puan se observó un régimen térmico estacional, con veranos cálidos e inviernos fríos, con un valor promedio anual de $14,6^{\circ}\text{C}$ para el período analizado. No se observó una tendencia de aumento de la temperatura interanual del aire. Se observó un marcado descenso de la temperatura en el año 2002 (Figura 3). El análisis de las anomalías térmicas permitió destacar el año 2002 ($11,5^{\circ}\text{C}$) que mostró la anomalía más negativa del período, mientras que 2009 y 2012 mostraron los mayores valores, en general se observan mayores períodos cálidos que fríos (Figura 4).



Figura 3. Temperatura promedio anual del aire (°C) en Puan para el período 1960-2016.

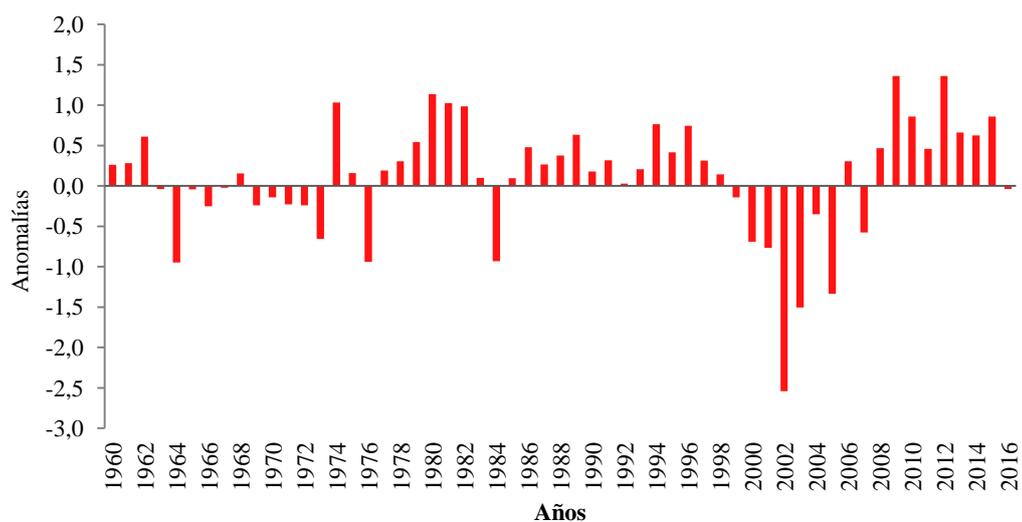


Figura 4. Anomalías de las temperaturas promedio anual del aire en Puan para el período 1960-2016.

En el partido de Pedro Luro, donde se localiza la laguna La Salada, la temperatura promedio anual es 15,3 °C para el período 1966-2016. La tendencia al incremento de la temperatura fue + 0,3 °C. Las temperaturas promedio anuales para el período 1966- 2016 se observan en la Figura 5. Las anomalías térmicas más destacadas se observaron en 2005 (-1,5 °C) y en 2008 (+0,9 °C) (Figura 6). En comparación con lo registrado en Puan, los períodos cálidos fueron menos frecuentes.

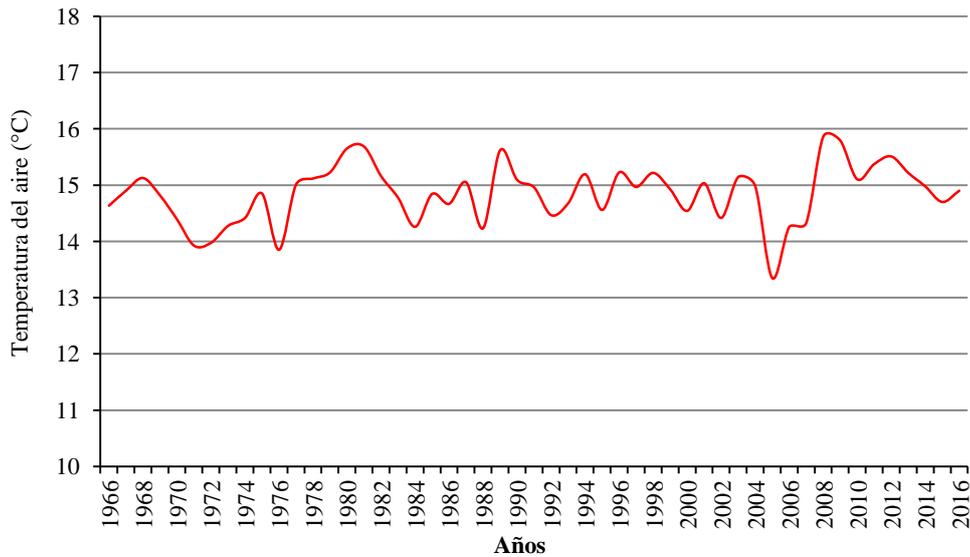


Figura 5. Temperatura promedio anual del aire (°C) en La Salada para el período 1966-2016.

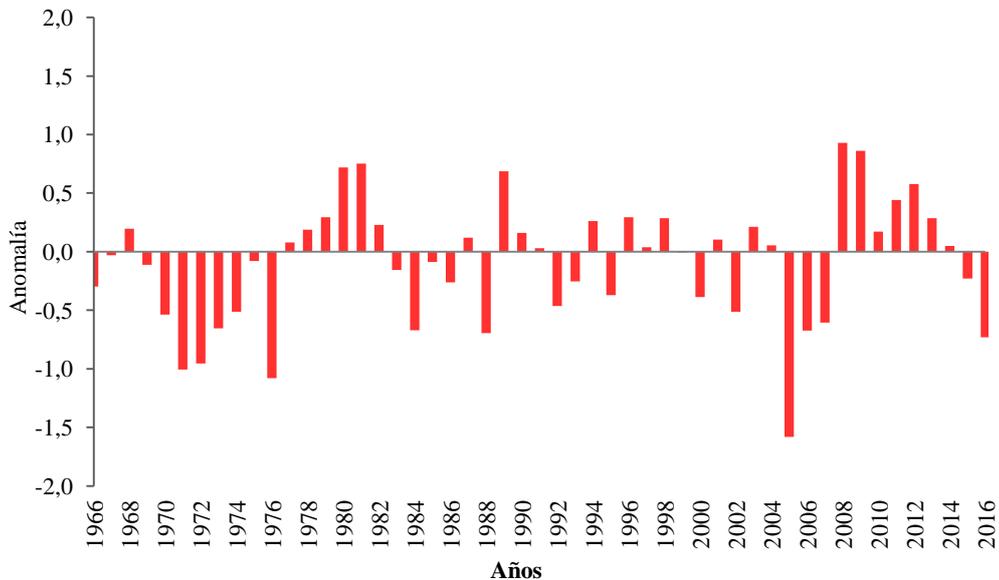


Figura 6. Anomalías de las temperaturas promedio anual del aire en La Salada para el período 1966-2016.

3.1.2. Viento

El análisis de la velocidad del viento no permitió detectar un patrón estacional. En la zona de la Laguna de Puan los vientos predominantes son del cuadrante Norte y Noreste (Figura 7). La velocidad promedio mensual del viento para el período 1966-2016 fue 8,8 km/h (Figura 8). Los

meses con mayor promedio de velocidad del viento fueron enero y febrero (9,1 km/h) respectivamente. El mes con menor intensidad fue mayo con 7,5 km/h.

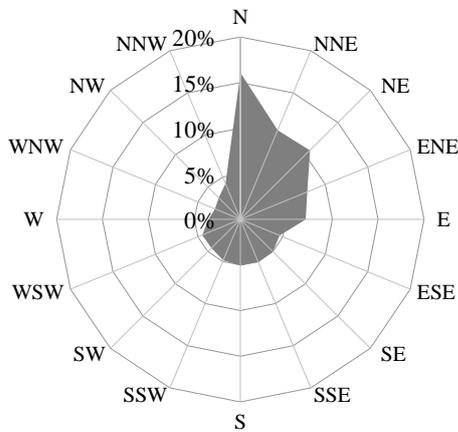


Figura 7. Rosa de los Vientos Puan. Porcentaje de ocurrencia de la dirección.

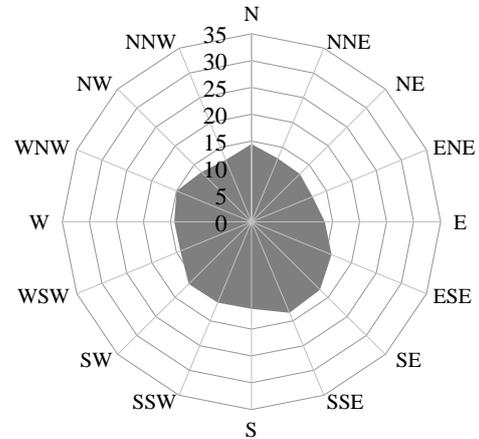


Figura 8. Rosa de los Vientos Puan. Basada en velocidad promedio (km/h).

La dirección del viento predominante en la zona de la laguna La Salada, fue del Oeste, Noroeste, Norte y Noreste (Figura 9). Los meses más ventosos fueron diciembre y enero con 9,8 y 9,4 km/h, respectivamente. Comparando ambas lagunas, se observó que la velocidad promedio del viento es mayor en La Salada, siendo de 8,8 km/h en Puan y 14,7 km/h en La Salada (Figura 10).

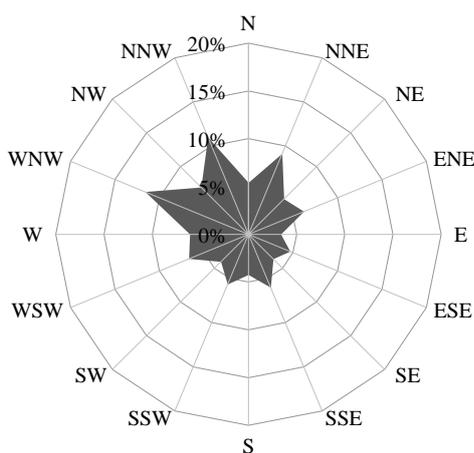


Figura 9. Rosa de los Vientos La Salada. Porcentaje de ocurrencia de la dirección.

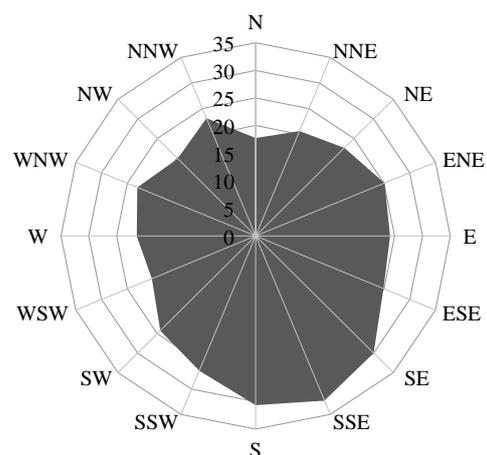


Figura 10. Rosa de los Vientos La Salada. Basada en velocidad promedio (km/h).

3.1.3. Humedad relativa

La humedad relativa presentó la misma tendencia en las dos lagunas (Figura 11). Se observaron los valores más altos en los meses de junio y julio, mientras que los menores valores fueron registrados en los meses de enero y diciembre, cuando la temperatura del aire fue mayor. La máxima humedad relativa se registró en junio en ambas lagunas, en Puan el máximo fue 76 % y en la Salada 75%. Ello indica que sobre la superficie del agua, sin diferenciar la subregión climática, el aire está suficientemente húmedo.

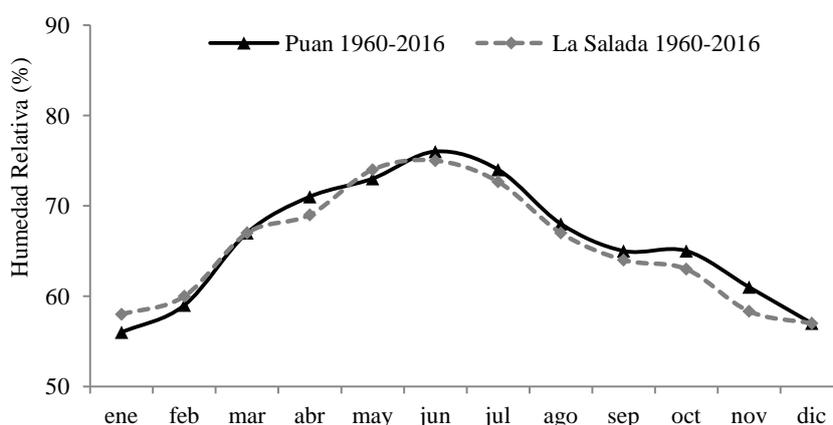


Figura 11. Humedad relativa de Puan y La Salada anual (período 1960-2016).

3.3.4. Diagramas ombrotérmicos

La precipitación promedio anual de Puan, para el período 1960-2016, es 675 mm. Mediante el análisis de los regímenes térmico y pluviométrico, se observan veranos e inviernos térmicos bien diferenciados tanto en Puan como en La Salada (Figura 12). En Puan, las mayores precipitaciones se observaron en los meses de marzo (92 mm) y octubre (79 mm). El mes más cálido es enero (22,8 °C) y julio el mes más frío y seco del año (7,2 °C).

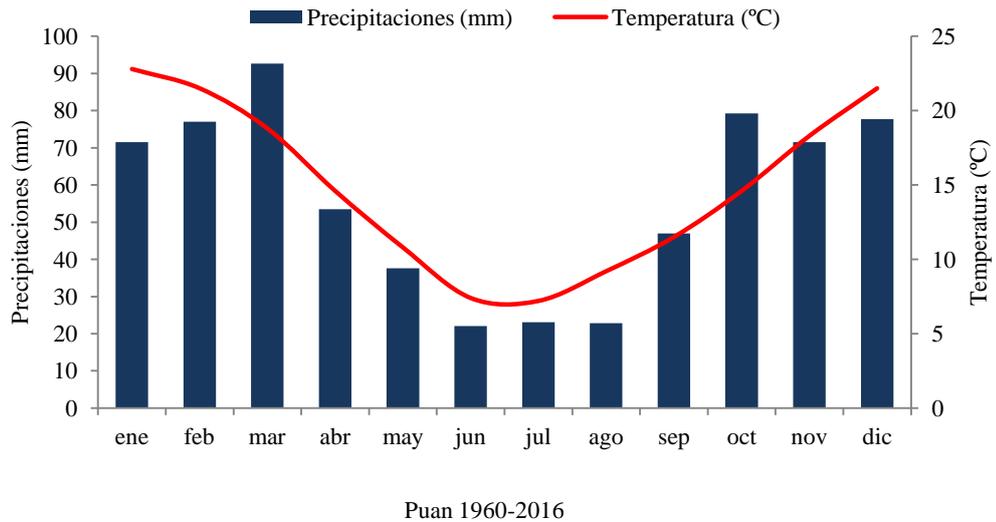


Figura 12. Diagrama ombrotérmico de Puan, período 1960-2016.

En La Salada la precipitación promedio anual es 352 mm (período 1966-2016). Los meses más lluviosos corresponden al verano (enero, febrero y marzo) en marzo se dan las máximas precipitaciones (65 mm) y en enero las máximas temperaturas (22,3 °C) (Figura 13) siendo la época estival la estación lluviosa y el invierno la estación seca.

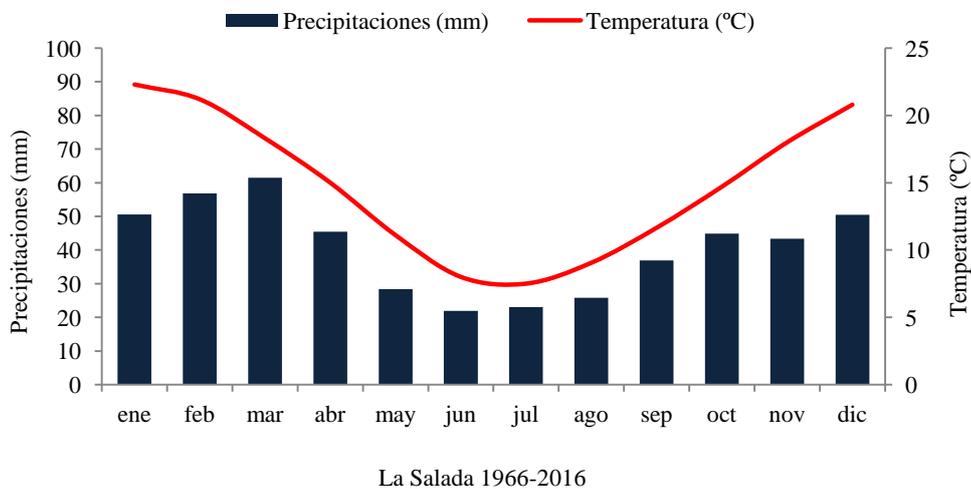


Figura 13. Diagrama ombrotérmico de La Salada, período 1966-2016.

3.2. Balance Hídrico

El balance hídrico normal de Puan calculado para el período (1966-2016) (Figura 14) tuvo situaciones de déficit y excedente hídrico. Entre los meses de enero y marzo, y noviembre y diciembre se genera déficit hídrico, mientras que de abril a octubre se produce el almacenamiento

por exceso de agua. Este análisis permitió identificar que el período comprendido por los meses de noviembre, diciembre son los meses de uso de reservas.

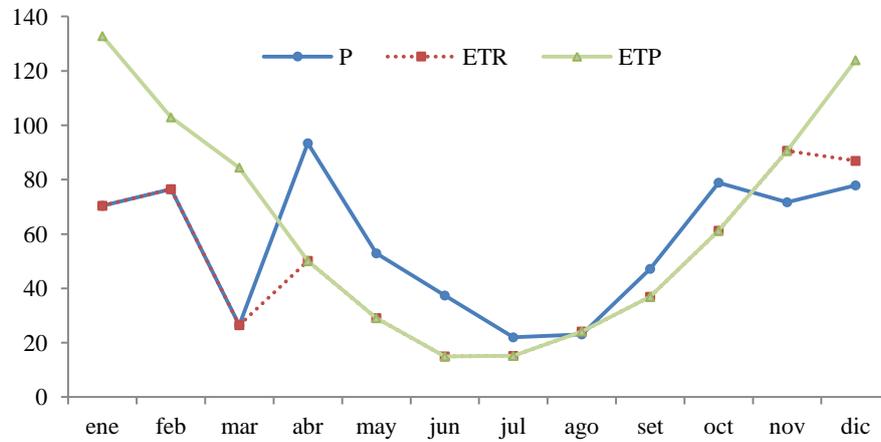


Figura 14. Balances hídricos de Puan (1966-2016).

Una situación diferente se observó al analizar los balances hídricos de La Salada (Figura 15). Los resultados observados, revelaron que el déficit hídrico en esta estación se da durante todo el año, lo que significa que los registros de precipitación no superaron en ningún caso la evapotranspiración.

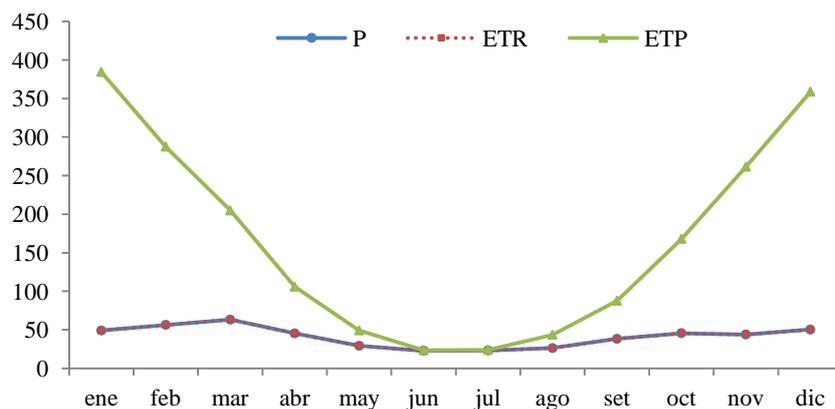


Figura 15. Balance hídrico de La Salada (1966-2016).

3.3. Variabilidad de las precipitaciones

3.3.1 Índice Estandarizado de Precipitación (IEP)

El índice Estandarizado de Precipitación, analizado para ambas lagunas, permitió determinar períodos secos y húmedos en una serie de tiempo mayor a 50 años. Se determinó que ambas lagunas están sometidas a una gran variabilidad pluviométrica que se evidencia en la alternancia de períodos secos y húmedos. En la Laguna de Puan (Figura 16), durante 2013 se registraron 427 mm anuales (IEP:-1,6) ese año, la laguna se encontraba bajo la influencia de un evento seco. Luego las precipitaciones se incrementaron de 841 mm en 2014 a 1122 mm en 2015. Los años 2014 y 2015, resultaron años muy húmedos (IEP: > 2) y se correspondieron con eventos El Niño moderado y muy fuerte, respectivamente. El año 2015 presentó el abril más lluvioso de los últimos 56 años (258 mm) y fue el mes más lluvioso de ese año. El año 2016 continuó siendo muy lluvioso (838 mm, muy húmedo) pero menos intenso que en el 2015. Los períodos Extremadamente Secos ocurrieron en 1961-1962, 1988-1989 y 2008-2009. El período 2014-2015 se caracterizó por ser Extremadamente Húmedo, superando los 1000 mm anuales. En la serie estudiada (1960-2016), sólo se registraron dos eventos de esta intensidad, el más intenso ocurrió en 1991 (1194 mm) y 1992 (1108 mm) y en el año 2001 (1081 mm).

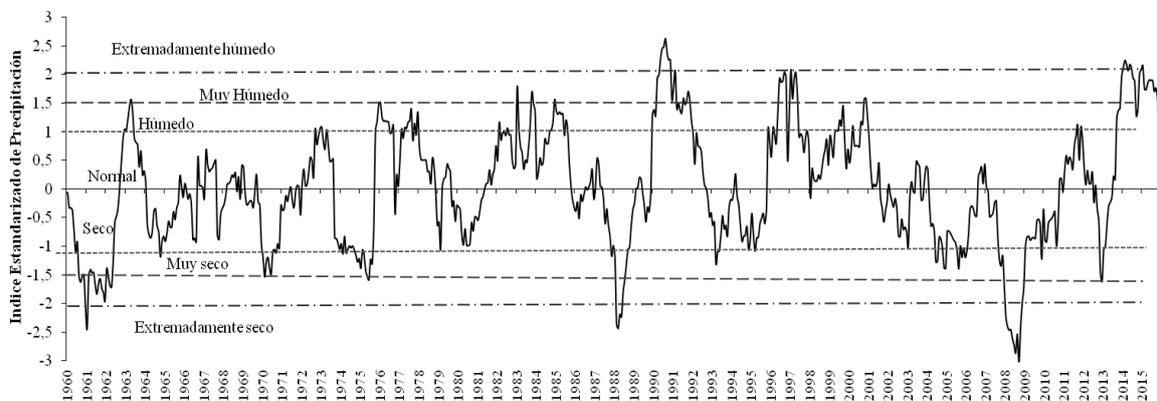


Figura 16. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) Escala 12 meses de Puan (1960-2016).

El IEP analizado para La Salada (Figura 17), mostró que el año 2013 corresponde a un período moderadamente seco (IEP: -1,27), durante ese año se registraron 326 mm, mientras que 2014 fue un año muy lluvioso (629 mm) 2015 se acercó a un año normal (IEP: 0,85) con un registro de 435 mm, mientras que 2016 fue un año lluvioso nuevamente. Por lo tanto se observa una transición en estos años, de un evento seco a un evento húmedo. Se destacan en este análisis los años 1988 y 2008 como eventos extremadamente secos, los que coinciden con eventos meteorológicos La Niña.

Por otro lado, se reconocen como años “muy húmedo” 1985, 1998 y 2005 mientras que los años caracterizados como “muy secos” fueron 1972, 1975, 1979, 1999 y 2004.

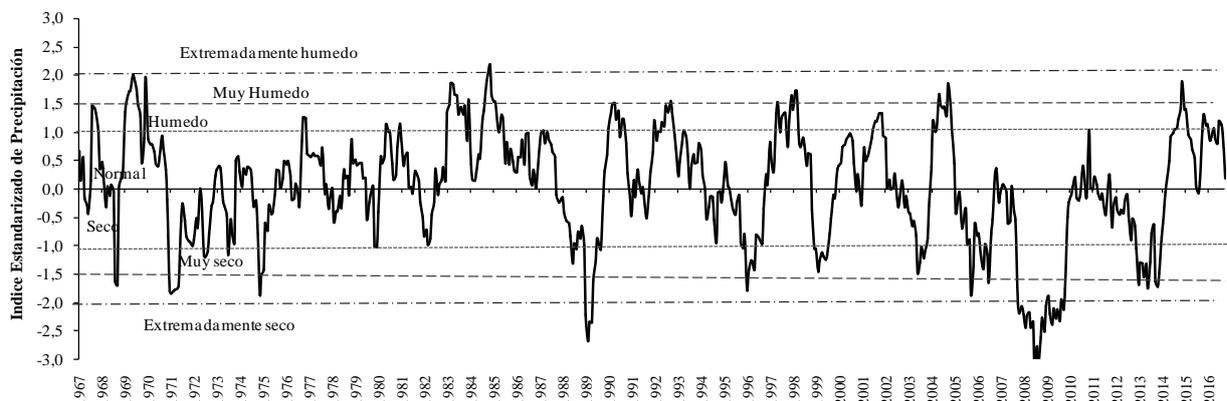


Figura 17. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) Escala 12 meses de La Salada (1967-2016).

3.3.2. Clasificación de precipitaciones anuales según el método de quintiles.

El método de Quintiles permitió caracterizar períodos húmedos y secos anuales en un período de 55 años según lo expuesto en las categorías establecidas en la Tabla 2. En las dos lagunas se observó la transición de un período seco a uno muy lluvioso que se registró en los últimos años siendo el 2013 un año muy seco y 2015 y 2016 muy lluviosos coincidiendo esto con los resultados del análisis de IEP. En Puan (Figura 18) el período 1984-1992 se destaca como un período normal a lluvioso, mientras que el período comprendido entre 1993-1995 como seco a muy seco. Otro período muy seco resultó el 2008-2010.

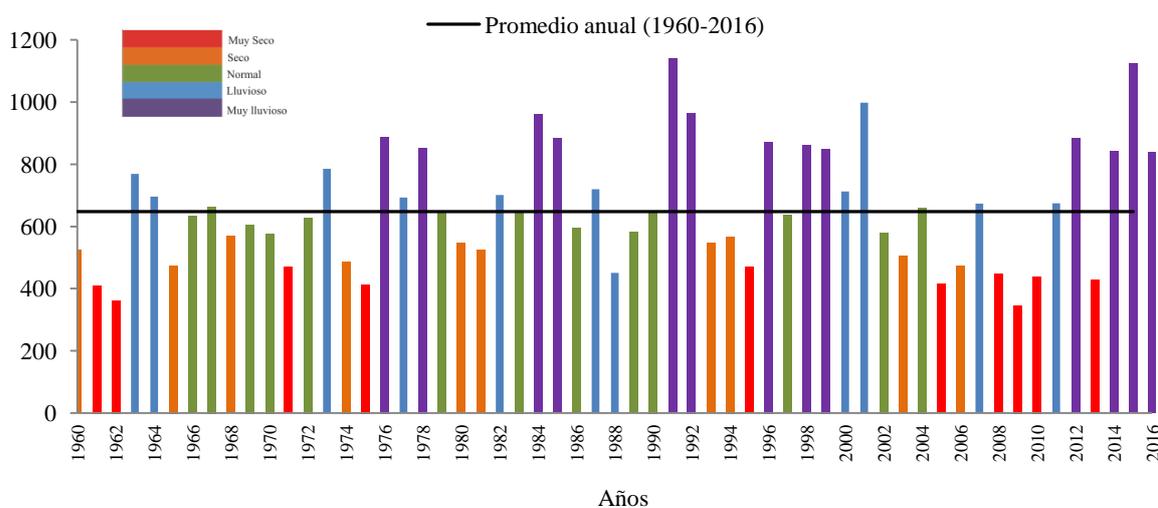


Figura 18. Variaciones interanuales de precipitación en Puan para el período 1960-2016.

En cuanto a la laguna La Salada (Figura 19), según el método de quintiles, el período comprendido entre 1977 y 1982 fue un período normal, luego se destaca la alternancia de períodos lluviosos seguidos de períodos secos, como por ejemplo: 1983 a 1986 (muy lluvioso-lluvioso) y 1987-1989 (seco a muy seco). Se evidencia la sequía de 2007 a 2009, durante esos años el registro de precipitaciones fue: 295, 252 y 287 mm respectivamente (este período seco también se observó en Puan). En la Salada no existe registro de precipitaciones superiores a 1000 mm. Los años con mayor precipitación registrada fueron 1984 (732 mm) y 2004 (712 mm).

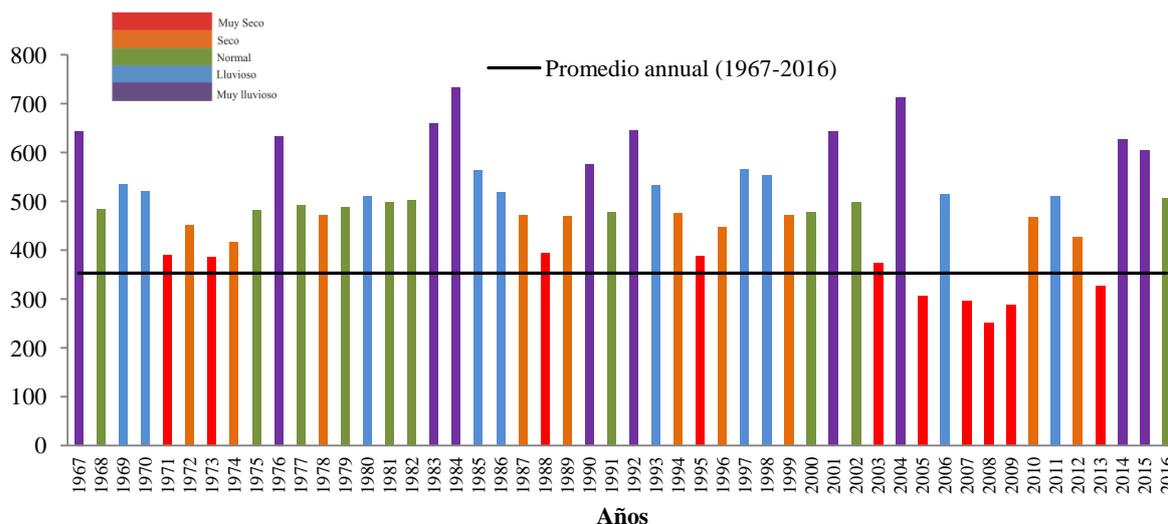


Figura 19. Variaciones interanuales de precipitación en La Salada para el período 1967-2016.

3.3.3. Análisis de la variabilidad climática con datos de alta frecuencia de la Laguna de Puan.

Los datos de la EMAC fueron analizados aplicando la Transformada Rápida de Fourier (TRF). El análisis espectral surgido de este análisis, permitió identificar procesos cíclicos que afectan la dinámica de la laguna. La ocurrencia de distintos estados de tiempo sinóptico se evidencia en los gráficos espectrales de temperatura del aire, temperatura del agua, velocidad del viento y humedad relativa. Se detectan en todos los parámetros, máximos diarios que corresponden al día y la noche, por otro lado se detectan máximos de 12 horas y 6 horas. Los gráficos de densidad espectral de los parámetros estudiados se muestran a continuación.

3.3.3.1. Temperatura del aire

La temperatura media del aire en promedio calculada con los datos de la EMAC Puan fue de $14,4 \pm 5,8$. La transformada rápida de Fourier de la temperatura promedio del aire (Figura 20)

presentó la mayor intensidad en la frecuencia anual (341 días). También se observó una señal bimestral de 56 días, que se corresponde con cambios estacionales. El máximo diario fue importante, coincidente con la señal diurna y nocturna y se detectaron señales de intensidad menor correspondientes a 12 y 6 horas.

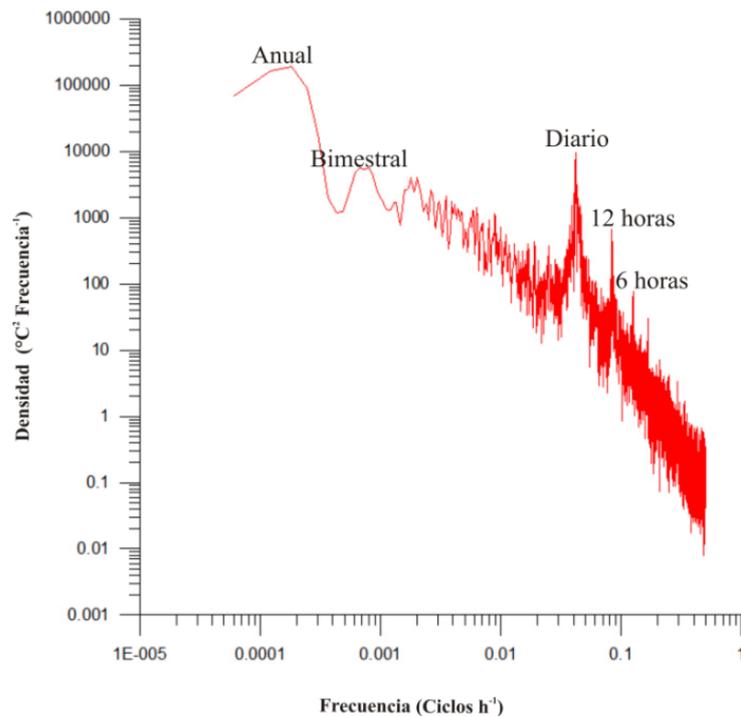


Figura 20. Densidad espectral de la temperatura del aire.

3.3.3.2. Temperatura del agua

La temperatura promedio del agua fue $15 \pm 5,9$. La densidad espectral de este parámetro mediante la aplicación de TRF presentó una mayor intensidad en la frecuencia anual (341 días) al igual que lo observado en la temperatura del aire. También se observaron señales bimestrales y diarias, diurnas y nocturnas, con máximos de 12 y 6 horas (Figura 21).

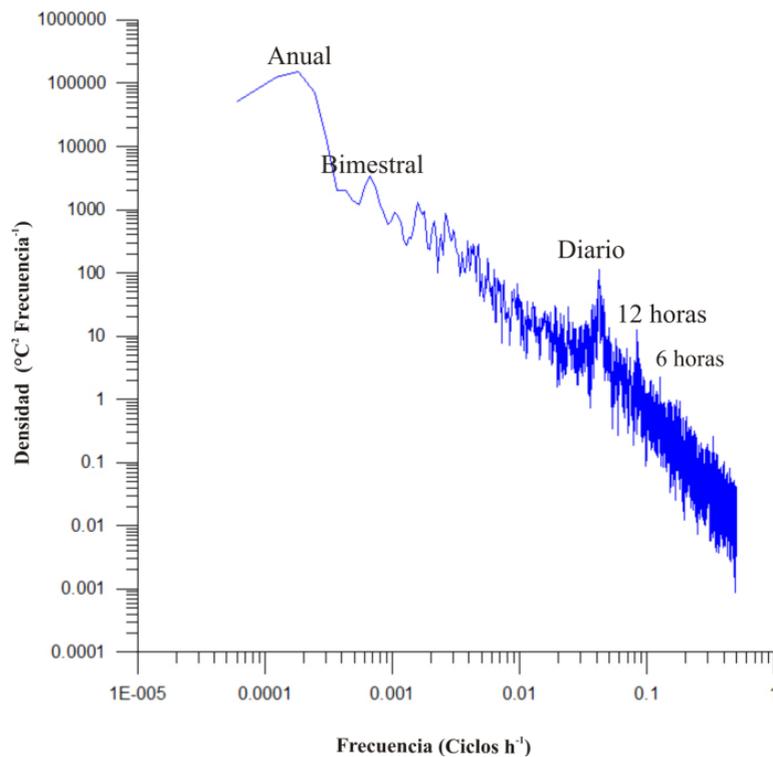


Figura 21. Densidad espectral de la temperatura del agua.

3.3.3.3. Viento

La velocidad media del viento de la serie julio 2014 - julio 2016 fue $10,4 \pm 4,9$ y presentó un comportamiento similar al observado en las temperaturas al aplicar la Transformada Rápida de Fourier. Se encontró un máximo anual (341 días) uno estacional y mensual (29 días). Los de menor intensidad correspondieron a señales diarias, diurnas y nocturnas (12 y 6 horas) (Figuras 22). Se detecta que este parámetro muestra variaciones mensuales importantes.

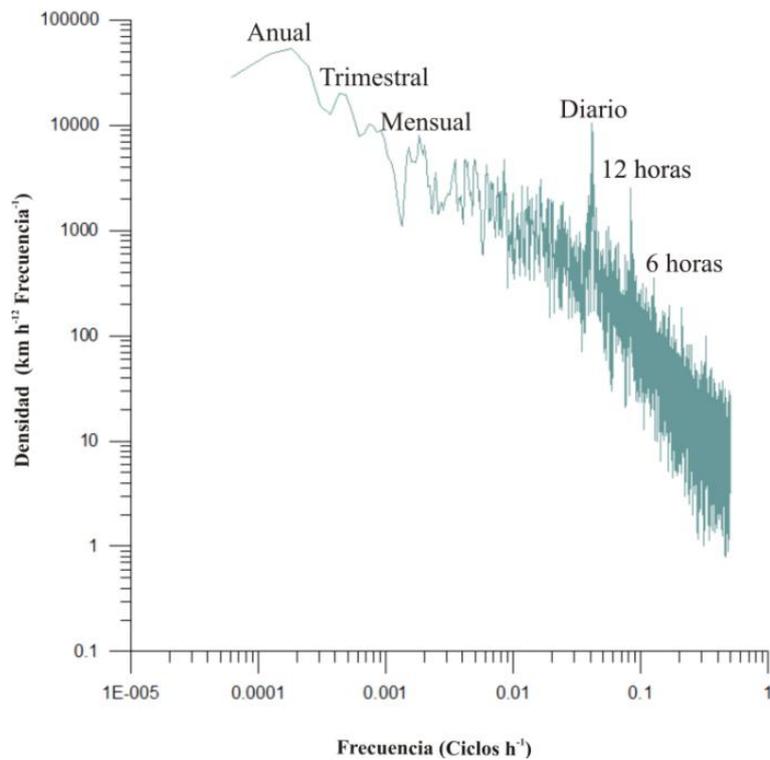


Figura 22. Densidad espectral de la velocidad del viento.

3.3.3.4. Humedad relativa

En cuanto a la humedad relativa (HR), el promedio para el período fue $71,8 \pm 11,2$ %. La HR siempre se mantuvo por encima del 50%. Mediante el método de la Transformada rápida de Fourier, se observó el máximo anual de 341 días, registrándose un pico mensual (29 días) y uno quincenal. También se observó un máximo de 6 horas, que coincide con los espectros de temperaturas y viento (Figura 23).

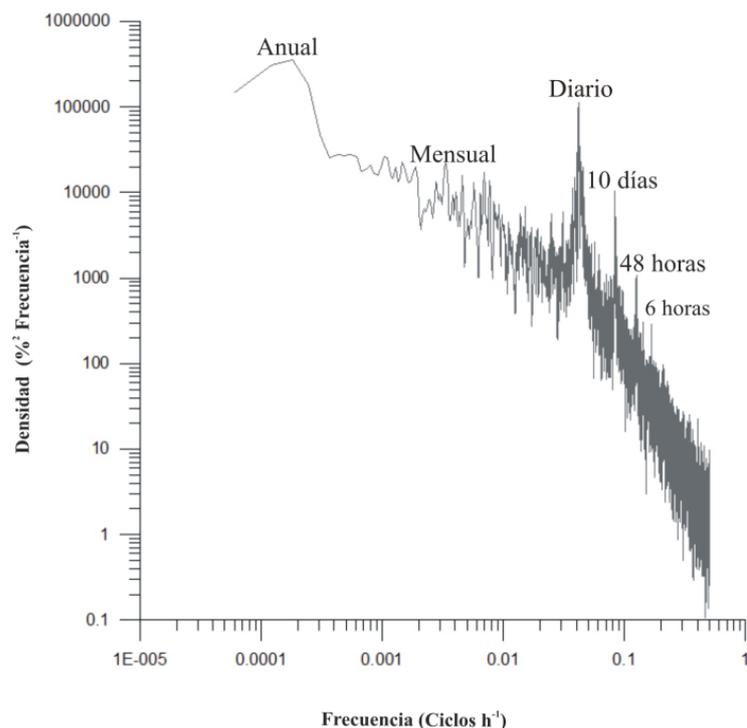


Figura 23. Densidad espectral de la humedad relativa.

3.3.3.5. Nivel del agua

La Transformada rápida de Fourier aplicada en los datos de nivel de agua provenientes de la estación EMAC-Puan, mostró una mayor intensidad de la frecuencia en los 130 días y 15 días (Figura 24). El máximo estacional se detectó cada 130 días, este valor se explica por las fluctuaciones de la precipitación. En esta región las precipitaciones son más abundantes en otoño y primavera, por lo tanto cambia el nivel de la laguna. En el caso de Puan, se observó un nivel de 0,72 m en julio 2014 y 1,58 m en julio 2016, indicando fluctuaciones anuales importantes.

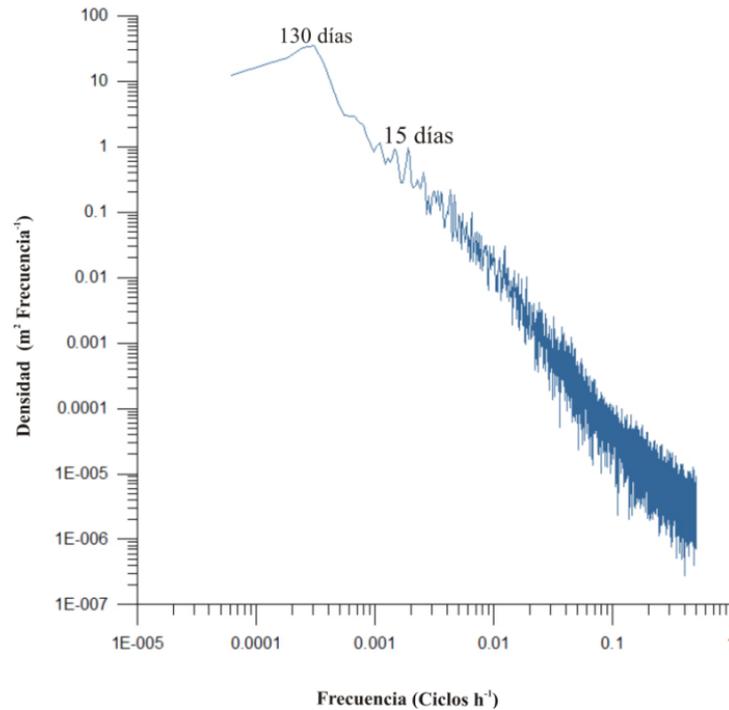


Figura 24. Densidad espectral del nivel del agua.

Los gráficos espectrales de temperaturas, viento y humedad relativa de la Laguna de Puan, mostraron una normal coincidencia en los máximos anuales y diarios. Los intensos picos correspondientes a las 6 hs en los cuatro espectros, indican un proceso físico local muy marcado, el que se explica a continuación.

3.4. Clima micro-local en La Laguna de Puan

De acuerdo a lo observado en las densidades espectrales de la TRF, se detectó un máximo de intensidad correspondiente a las 6 horas en todos los parámetros analizados, con excepción del nivel del agua. En base a esto, se analizaron los datos, mediante gráficos mensuales, diarios y horarios de los datos y se estudiaron los eventos sinópticos atmosféricos con los mapas indicados en la metodología de trabajo. De esta manera se pudo detectar, a nivel local en la Laguna de Puan, un fenómeno caracterizado por variaciones en el viento y la temperatura. Se encontró que cuando las condiciones del cielo son despejadas y hay un flujo sinóptico débil, existe un patrón de circulación diario en la laguna que genera una circulación del viento en sentido N y NE durante las noches y rota a S y SE durante el día. Los máximos de la temperatura del aire coinciden con los de la velocidad del viento. Mediante el análisis de los datos y mapas durante todo el período, se determinó que esta circulación se produce a lo largo de todo el año. Cuando la circulación de

viento regional y sinóptico es mínima, se genera una circulación local caracterizada por vientos del S y SE de mayor intensidad durante el día y vientos del N y NE en la noche de baja intensidad.

Se presentan a continuación ejemplos de generación de esta circulación local en cada estación del año, cuando el clima regional no se encontraba afectado por presencia de centros de baja presión o frentes.

Los mapas correspondientes al día 18 de julio de 2014 del SMN, muestran que en ese día un anticiclón estaba localizado sobre la región y las isobaras indicaban que el viento regional fue mínimo. Las condiciones regionales eran estables sin estar afectadas por el pasaje de frentes e indicaban cielo despejado (Figura 25).

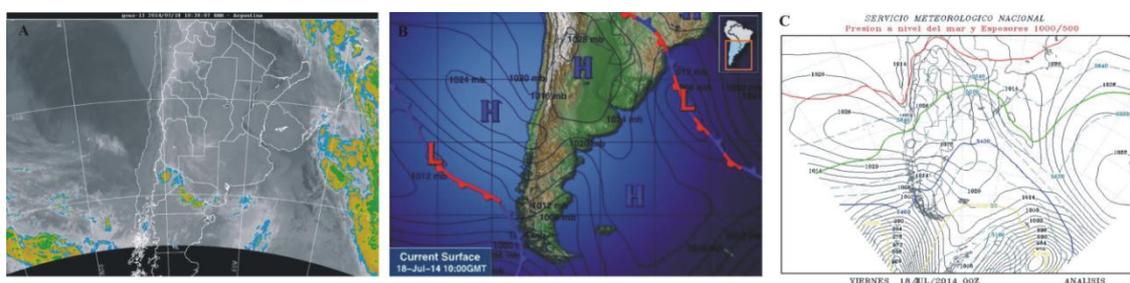


Figura 25. Situación sinóptica del día 18/07/14. **A:** Imagen satelital infrarroja **B:** Modelo de presión atmosférica en superficie (Intelliscast) **C:** Modelo de presión atmosférica en superficie (SMN).

A continuación se muestran las figuras correspondientes a humedad relativa y temperatura del aire por un lado y velocidad del viento y dirección del viento del día 18 de julio de 2014 (Figura 26). Se observa que en la franja horaria entre las 12:45 y las 17:30 hs soplaron las ráfagas más intensas de viento con dirección S y SE. En esta franja horaria, la temperatura aumentó hasta alcanzar su máximo diario (16,5 °C) a las 17 hs. Durante la noche y a partir de las 19 hs. el viento fue de dirección NW y con muy baja intensidad y no se registraron ráfagas. La humedad relativa presentó el patrón típico de invierno, durante la noche se observaron los máximos (100% de humedad relativa).

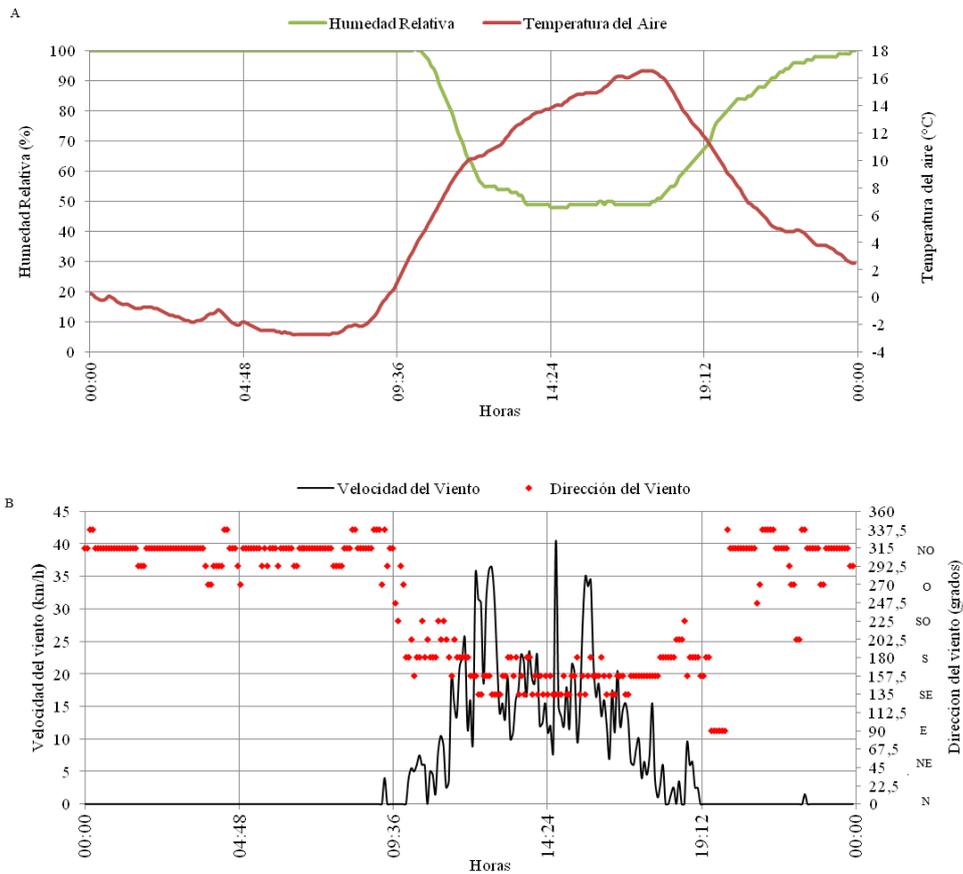


Figura 26. Parámetros meteorológicos del día 18 de julio de 2014 **A:** temperatura del aire y HR **B:** Velocidad y dirección del viento.

El día 25 de noviembre de 2014, los mapas del SMN de la región, muestran que la laguna no estaba siendo influenciada por un pasaje de baja presión. Las condiciones sinópticas reflejan escasa circulación del viento y buen tiempo (Figura 27).



Figura 27. Situación sinóptica del día 25/11/14. **A:** Imagen satelital infrarroja **B:** Modelo de presión atmosférica en superficie (Intelliscast) **C:** Modelo de presión atmosférica en superficie (SMN).

Se observa que la temperatura y la humedad del aire presentan el patrón normal de comportamiento. A las 9:30 hs. comenzó el ascenso de la temperatura y la máxima ráfaga de viento

registrada fue 25,5 km/h a las 11:20 hs, las ráfagas intensas medidas al mediodía fueron de dirección SW y S. Durante la noche hasta las 9:30 hs. y luego de las 19:00 hs. el viento siempre fue del N y NW con velocidades leves (Figura 28).

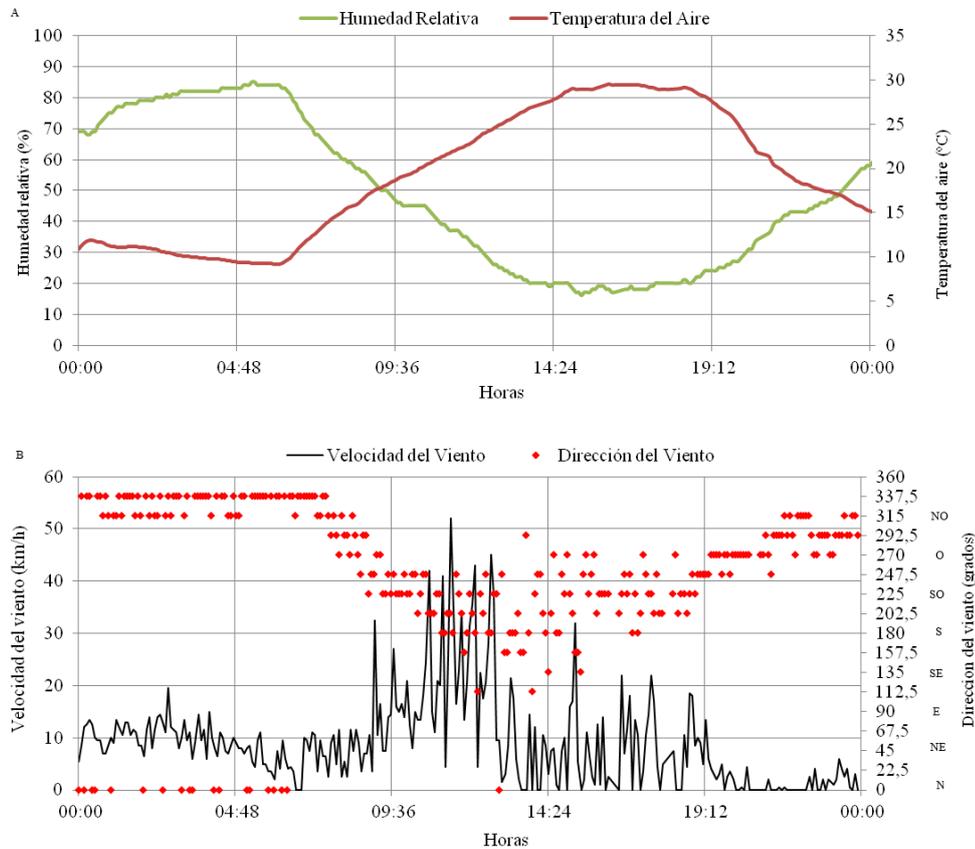


Figura 28. Parámetros meteorológicos del día 25 de noviembre de 2014 **A:** temperatura del aire y HR **B:** Velocidad y dirección del viento.

El día 9 de febrero de 2016, las condiciones atmosféricas de la región revelaron un día despejado sin pasaje de frentes y vientos mínimos (Figura 29). Ese día entre las 10:20 hs y las 13:00 hs se dieron ráfagas de viento de entre 21 y 17 km/h de dirección S y SE. Durante la noche entre las 0:00 hs y hasta las 9:00 hs fueron con dirección NW. La temperatura del aire se mantuvo elevada prácticamente durante todo el día y la humedad relativa se mantuvo durante las horas de máximas temperaturas cercanas a 30 % (figura 30).



Figura 29. Situación sinóptica del día 09/02/16. **A:** Imagen satelital infrarroja **B:** Modelo de presión atmosférica en superficie (Intellicast) **C:** Modelo de presión atmosférica en superficie (SMN).

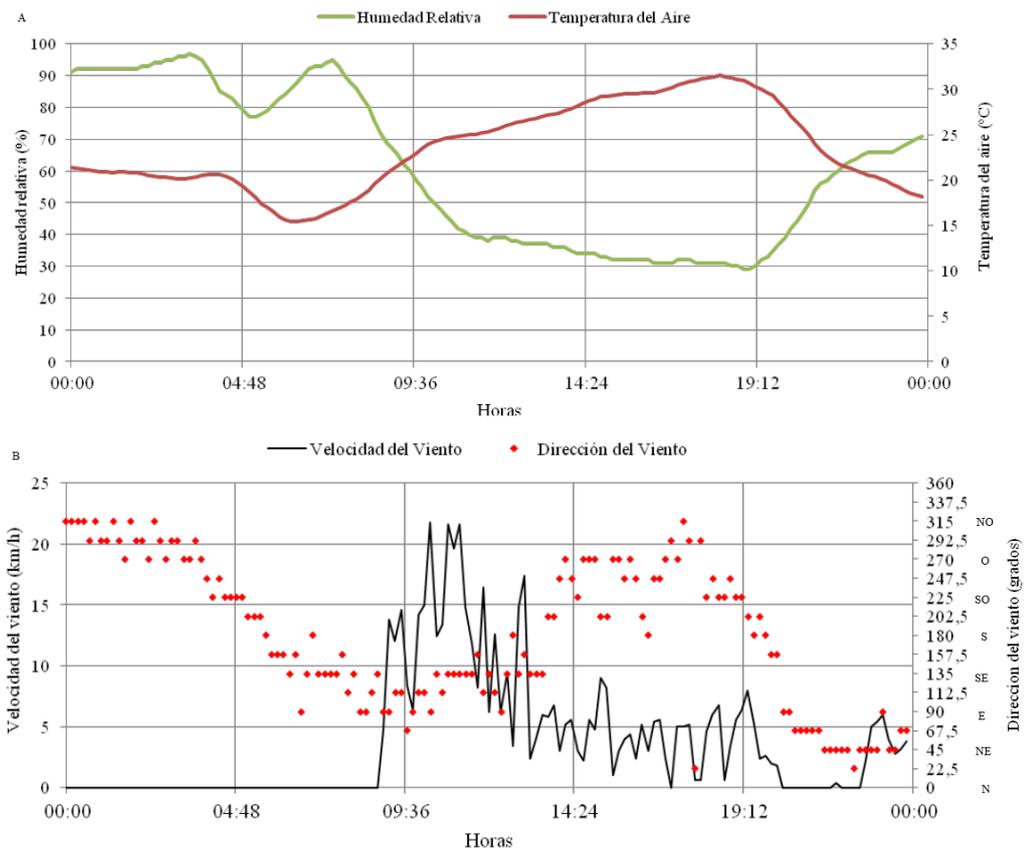


Figura 30. Parámetros meteorológicos del día 9 de febrero de 2016. **A:** temperatura del aire y HR **B:** Velocidad y dirección del viento.

El 11 de marzo de 2016, los mapas del SMN indicaron un día totalmente despejado sin pasaje de frentes y vientos (Figura 31). Ese día, las mayores ráfagas de viento se observaron después de las 12 hs. Se registró a las 14:30 hs el máximo de temperatura (23,1 °C) y a partir de esta hora se registraron las ráfagas más intensas de viento (35 km/h) de dirección SE. Entre las 0:00 hs y las 14:00 hs el viento fue de dirección N, NE y NW y de menor velocidad (Figura 32).

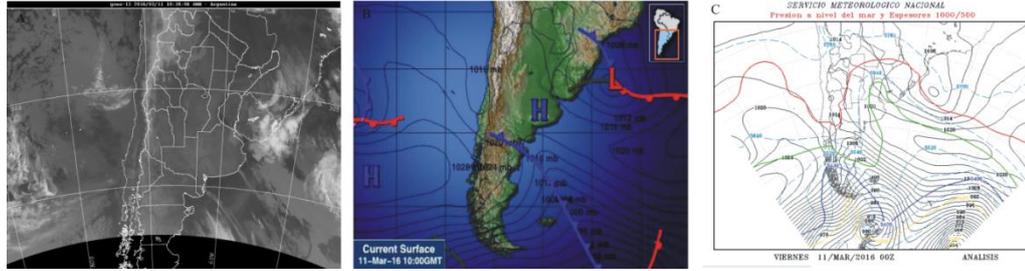


Figura 31. Situación sinóptica del día 11/03/16. **A:** Imagen satelital infrarroja **B:** Modelo de presión atmosférica en superficie (Intelliscast) **C:** Modelo de presión atmosférica en superficie (SMN).

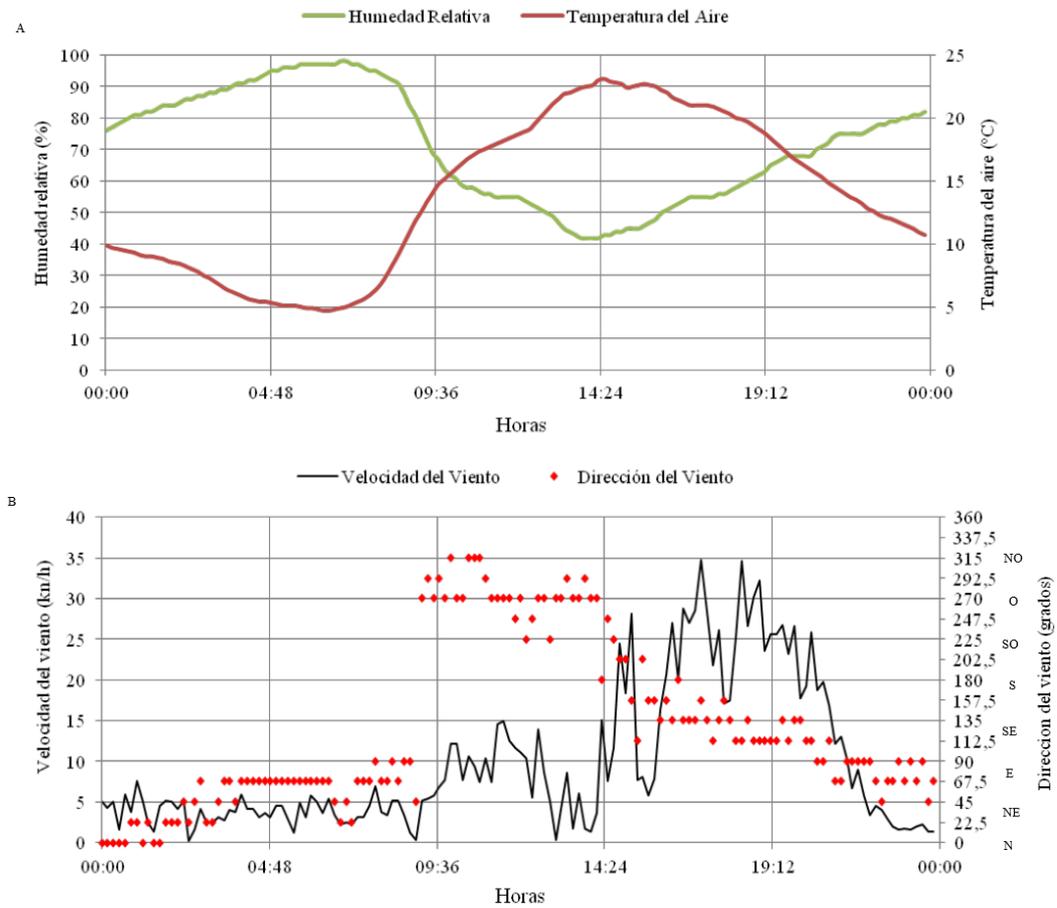


Figura 32. Parámetros meteorológicos del día 11 de marzo 2016. **A:** temperatura del aire y HR **B:** Velocidad y dirección del viento.

4. Discusión

Análisis climático de baja frecuencia

De acuerdo al análisis de las variables meteorológicas analizadas, se reconoce para ambas lagunas, un clima templado, con estacionalidad térmica y pluviométrica, con inviernos fríos y con escasas precipitaciones y veranos cálidos y lluviosos. Las precipitaciones registradas en cada sitio fueron considerablemente distintas, siendo Puan más lluvioso (promedio anual: 675 mm) que La Salada (promedio anual: 352 mm). Esto coincide con Aliaga et al. (2017), quienes además identificaron un marcado gradiente pluviométrico que desciende en sentido norte-sur. Las dos lagunas se ubican en subregiones climáticas diferentes.

Los valores medios de temperatura se encontraron dentro de los valores esperados para la región (Scian, 2000; Aliaga et al., 2017). El incremento en la temperatura del aire, para los 50 años estudiados, fue mayor en La Salada que en Puan. Este parámetro y la velocidad promedio del viento mostraron valores similares en las dos estaciones meteorológicas. De la misma forma, la humedad relativa mostró similar tendencia en las dos lagunas y presentó dos ciclos diferenciados, marcando períodos húmedos y secos. Los balances hídricos analizados para los dos sitios mostraron diferencias notables. En La Salada existe un déficit durante la mayor parte del año, mientras que en Puan el recurso hídrico está mejor balanceado, teniendo épocas de excedente de agua en el suelo. La capacidad de retención de agua en Puan es mayor que en La Salada, lo que coincide con lo expuesto por Bohn et al. (2011).

En ambas lagunas, existe una variación interanual significativa durante el período de estudio, con un período seco durante 2013 a uno muy lluvioso en 2015-2016. Alfonso (2018) concuerda con estos resultados en La Salada, esta autora registró un año seco (2013) continuado con un año húmedo (2014). Esta alternancia de períodos secos y húmedos en la región se registró durante todo el período analizado (1960-2016) en ambos sitios. Esta fluctuación entre períodos pluviométricos contrastantes es mencionada por numerosos autores (Quirós et al., 2002; Scian 2002; Scian et al., 2006; Bohn et al., 2011) como una característica típica del clima de la Región Pampeana.

Se ha demostrado una coincidencia entre los resultados obtenidos con los diferentes índices climáticos utilizados (IEP, Método de quintiles) lo que ya había sido documentado (Ferrelli et al., 2012; Ferrelli & Aliaga 2012). En este contexto, el año 2015 fue extremadamente húmedo con la presencia de un evento El Niño de carácter Fuerte o Severo. Sólo en 1991 se registró un evento de similares características pluviométricas. El período 2014 - 2015 representó el segundo más lluvioso de los últimos 55 años. Esto coincide con Ferrelli (2016) quien reportó para el sur de la Provincia de Buenos Aires, la presencia e intensidad de El Niño de 2014-2015 con un período con

precipitaciones elevadas de 7 meses de duración (IEP = 1,32), mientras que La Niña 2007-2009 ocasionó la sequía más severa de la región desde que se tienen registros meteorológicos. La misma se extendió durante 26 meses (IEP = -2,3) desde marzo de 2008 hasta enero de 2010.

Análisis climático de alta frecuencia en Puan

El estudio de alta frecuencia basado en el análisis de la Transformada rápida de Fourier, en Puan, permitió observar procesos a escala local, que determinan características y cambios en las condiciones en el clima local donde se encuentra la laguna. El análisis espectral de las temperaturas permitió identificar los procesos cíclicos que inciden sobre el comportamiento térmico del agua. A escala local adquieren importancia los espacios urbanos o las barreras geográficas, como las montañas o bien la proximidad al mar. En particular en Puan, las sierras del Sistema Serrano de Ventania representan un accidente geográfico que genera una circulación local que no había sido antes citada y que sin lugar a dudas afecta la dinámica limnológica.

La ocurrencia de máximos espectrales de 6 hs y 12 hs en la temperatura del aire, velocidad del viento y humedad permitió detectar la presencia de una brisa en la laguna de Puan. Este proceso a escala local está caracterizado por vientos de baja intensidad del N-NE durante la noche y vientos intensos durante el día, en simultáneo con el ascenso de la temperatura, cambio de dirección al S-SE. Esta circulación local se observa sólo cuando las condiciones sinópticas regionales mostraban la presencia de un anticiclón con vientos mínimos.

Esta circulación se explica por la influencia de las sierras sobre la laguna. En el Valle del Lago Salado de Utah (Clements et al., 2006; Pinto et al., 2006; Crosman et al., 2015) fue observado un proceso similar. Estos autores proponen que sus resultados probablemente apliquen generalmente a otras cuencas lacustres de latitudes medias rodeadas por este tipo de topografía, donde las variaciones en el perfil de estabilidad vertical, el suelo y la superficie del lago modulan los ciclos locales de calentamiento y enfriamiento diurno. Zumpfe & Horel (2007) determinaron la presencia de brisas durante todas las estaciones del año en el lago Salado de Utah. En esta zona existe una variedad de circulaciones locales impulsadas por el calor entre el agua y el aire generando brisas terrestres del valle, incluido el valle alto y el valle abajo, con flujos ascendentes y descendentes.

Sin embargo es importante destacar que los trabajos mencionados, analizan este fenómeno de circulación y brisas, en grandes lagos profundos. No existen en la actualidad trabajos que identifiquen o registren patrones de circulación local o brisas en lagunas someras. Alfonso (2018), mediante un análisis de alta frecuencia, en La Salada, detectó variaciones de frecuencia entre 8 y 4 horas en la temperatura del aire y la humedad relativa, y estas variaciones coincidían con la velocidad del viento. Dado que estos eventos se daban en forma diaria, durante pocas horas, con

cambios en la dirección del viento, disminución en la intensidad del viento y la temperatura del aire y aumento en la humedad relativa, la autora propone una presencia de brisa lagunar.

Estos eventos son comunes en lagos y lagunas de zonas áridas (Segal et al., 1996; Shen, 1998) y se caracterizan por un cambio abrupto en la velocidad del viento, una disminución en la temperatura del aire y un aumento en la HR. En este sentido la circulación local registrada en la Laguna de Puan representa un importante hallazgo para este ecosistema. Es importante considerar, en trabajos futuros, cuál es el efecto de esta circulación de viento en Puan y La Salada, que puede incidir sobre las comunidades biológicas.

5. Conclusiones

Las dos lagunas estudiadas se encuentran en subregiones climáticas distintas, las que se diferenciaron principalmente por la precipitación acumulada anual y la capacidad de retener agua en el suelo. Sin embargo, durante los años 2014, 2015 y 2016 la región estuvo influenciada por un evento El Niño fuerte. Este evento se reflejó en un aumento significativo de las precipitaciones, que se registró en las dos subregiones. Los años 2014 y 2015 son clasificados como años extremadamente lluviosos.

En la Laguna de Puan, se destaca un patrón de circulación local, influenciado por los vientos que descienden de las sierras. Este patrón de circulación del viento, se percibe por el cambio de dirección e intensidad entre el día y la noche. Esta condición y los resultados expuestos son importantes en el estudio de las dos lagunas y se deben considerar para los estudios venideros.

CAPÍTULO 3

PARÁMETROS MORFOMÉTRICOS Y LIMNOLÓGICOS DE LAS LAGUNAS DE PUAN Y LA SALADA

1. Introducción

Para dar inicio al estudio ecológico de un ecosistema acuático, se deben evaluar en principio sus características estructurales básicas. Las condiciones meteorológicas de la región, la ubicación y características de la cuenca, el tipo y uso de los suelos y las peculiaridades fisicoquímicas y biológicas que condicionan el estado general del cuerpo de agua (Downing, 2010). Este conocimiento permite determinar el estado actual y las posibles variaciones que se pueden presentar a través del tiempo bajo diferentes forzantes, tales como el clima o la acción antrópicas (Adrian et al., 2009). La forma, tamaño y profundidad de los lagos someros juegan un papel fundamental en cómo será el comportamiento físico, químico y biológico del mismo, además de su origen (Wetzel, 2001).

La forma de una laguna es uno de los determinantes generales, junto con el clima y el tipo de suelos de su cuenca de drenaje y de su productividad biológica (Ringuelet, 2004). La relación que existe entre los distintos parámetros morfométricos determina diversas características de las lagunas. Según Margalef (1983) cuanto mayor es la profundidad promedio de estos ambientes, menor será la proporción de su volumen que puede albergar poblaciones fitoplanctónicas fotosintéticamente activas y menor su extensión colonizable por hidrófitas. Por otro lado, una escasa profundidad condiciona la cercanía de las zonas productivas (eufóticas) y desintegradoras (fondo), facilitando el acceso de nutrientes a las capas donde son asimilados. Por otro lado, el tamaño también influye en el flujo de nitrógeno, ya que los pequeños lagos retienen el doble de la cantidad de nitrógeno que los lagos profundos y son sumideros mediante la desnitrificación (Harrison et al., 2009).

Varios estudios sugieren que las características y la disposición espacial de una laguna influyen en la dinámica de sus comunidades. Por ejemplo, la distribución de macrófitas en los lagos suecos depende tanto de las características del lago, tamaño y profundidad, como de la conectividad a lagos aguas arriba de la cuenca a la que pertenecen (Dahlgren & Ehrlén, 2005). Del mismo modo, la presencia del género *Daphnia*, no nativo en los lagos de Missouri (Estados Unidos) depende de las distancias entre los lagos dentro de los paisajes (Havel et al., 2002). La alteración en el volumen, tamaño y forma de los lagos poco profundos afecta las comunidades biológicas, independientemente de otros factores asociados con el desarrollo urbano.

Los rasgos físicos, químicos y biológicos en reservorios y lagos son influenciados por fluctuaciones estacionales de sus niveles superficiales, las cuales están significativamente asociadas con la utilización antropogénica y los fenómenos climáticos (Parmesan et al., 2000; Thomas et al., 2004). Los recursos hídricos están fuertemente afectados por las fluctuaciones ambientales por ejemplo: el aumento de la temperatura, la reducción de las precipitaciones y los cambios en la cobertura del suelo, que podrían alterar la respuesta de las cuencas a los eventos de lluvia, lo que resultaría en cambios en la cobertura de área del agua superficial (Alcamo et al., 2007; Nsubuga et al., 2015). Estas variaciones son más frecuentes en reservorios localizados en regiones donde los eventos de precipitación son estacionales y presentan un régimen irregular, como sucede en la Región Pampeana (Taboada et al., 2009).

Las lagunas de la Región Pampeana son generalmente definidas como polimícticas y naturalmente más productivas que los lagos profundos, dada la disponibilidad de nutrientes para la producción biológica. La escasa profundidad que presentan las vuelve sensibles al enriquecimiento por nutrientes durante los períodos extremadamente secos. La relación entre el volumen y la profundidad de la laguna (profundidad media) favorece su lavado y rejuvenecimiento en períodos húmedos (Quirós, 2004). La importancia de las fluctuaciones del nivel del agua en lagos someros es el principal factor que influye en los cambios limnológicos temporales (Junk et al., 1989; Neiff, 1990). Tanto la composición de especies como el cambio en la abundancia del fitoplancton responden a la duración y la intensidad de las fluctuaciones hidrológicas (Hamilton & Lewis, 1987; Engle & Melack, 1993; García de Emiliani, 1997).

La provincia de Buenos Aires, se caracteriza por la presencia de una amplia variedad de ambientes acuáticos de diferente origen, tamaño y estado trófico (Quirós et al., 2002; Diovisalvi et al., 2010). Según Dangavs (2005) dentro del territorio de la provincia de Buenos Aires se pueden contabilizar más de 300.000 cuerpos de agua. Las lagunas más numerosas son aquellas cuya superficie oscila entre 0,05 y 10 ha. La gran variabilidad de tamaños y formas que existe entre las lagunas de la región, determina que, si bien todas presentan características compartidas que las agrupan como lagunas pampeanas (Quirós et al., 2002), cada una presenta particularidades que las convierten en únicas y distintivas, lo que se refleja en las comunidades y la complejidad de las redes tróficas (Alcamo et al., 2007).

El agua funciona como un amortiguador de las fluctuaciones del medio ambiente y de esta manera, genera condiciones de vida más constantes y predecibles. Los organismos acuáticos evolucionaron en sus adaptaciones para responder a factores biológicos más rápido que a factores físicos (Lampert & Sommer, 2007). Por lo tanto, el estudio de las características estructurales fisicoquímicas de un cuerpo de agua, son el punto de partida de un estudio limnológico adecuado.

En este contexto, el presente capítulo tiene como objetivo describir y comparar las características hidrológicas de las lagunas de Puan y La Salada, con el fin de establecer diferencias limnológicas básicas de estos cuerpos de agua pampeanos pertenecientes a subregiones climatológicas distintas.

2. Método de Trabajo

Se analizaron y describieron las cuencas de aporte de ambas lagunas (Puan y La Salada) y se determinaron sus principales parámetros morfométricos a fin de establecer la dinámica espacio temporal de estos cuerpos de agua. Luego, se compararon las características fisicoquímicas de estos ambientes y la calidad del agua buscando establecer sus características limnológicas más relevantes.

2.1. Delimitación de las Cuencas

La delimitación hidrográfica de las cuencas se realizó teniendo en cuenta las características geomorfológicas e hidrológicas de la región. Esta información se complementó con un Modelo de Elevación Digital (DEM) (Jarvis et al., 2008) que se integró en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Las fuentes cartográficas utilizadas para la obtención de información y validación fueron el Atlas de Recursos Hídricos de la Nación (SRH-INA, 2002) y cartas topográficas del área (IGM, 1967).

Para la Laguna de Puan, se contaba con escasa información publicada al inicio del estudio y se desconocía la profundidad real de este cuerpo de agua, los datos era brindado por la gente de la zona sin demasiada exactitud. Se realizó una batimetría en base a la realizada por Nervi (1983) y el uso de cartas topográficas del IGM (3763-28-3).

En un primer momento se realizaron salidas de campo con un GPS convencional para identificar las cotas (en msnm) detalladas en el mapa batimétrico de Nervi (1983). Posteriormente, se seleccionaron puntos de control en los que se midieron las distintas profundidades con una sonda multiparamétrica YSI V2 considerando un muestreo de tipo discrecional. Se registraron 126 puntos de control al oeste de la laguna (donde las variaciones de profundidad son mayores) y 96 al este (donde las pendientes son más suaves), utilizando un GPS Garmin Etrex 9. Una vez obtenidos los datos se incorporaron en el Sistema de Información Geográfica ArcGIS 9.3 y se los interpoló con el método Kriging de tipo ordinario y con un modelo esférico.

En el caso de La Salada, el monitoreo del nivel del agua es controlado desde 2012 con sensores de alta frecuencia, gracias a la instalación de la boya-EMAC de monitoreo continuo (<http://emac.iado-conicet.gob.ar/>). Sin embargo actualmente se está elaborando una batimetría con

mayor nivel de resolución para detectar la posibilidad de surgentes; este trabajo pertenece a otra tesis doctoral en proceso.

2.2. Variabilidad pluviométrica mensual

Para ambas lagunas, los datos de precipitación fueron obtenidos el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), de las estaciones meteorológicas de Hilario Ascasubi y Bordenave. Se utilizó el Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) de acuerdo a la metodología propuesta por McKee *et al.* (1995) para la detección del evento lluvioso. Una característica clave del IEP es la flexibilidad de medición de las anomalías de precipitación en distintas escalas temporales y que se basa en las probabilidades de ocurrencia de precipitación para un período dado (McKee *et al.*, 1995). En el Capítulo 2 se aplicó esta metodología utilizando la escala anual (IEP 12), los valores de IEP se derivaron comparando la precipitación acumulada total para las estaciones del área de estudio durante un intervalo de 60 años. Para este Capítulo se utilizaron los valores del IEP correspondientes a la escala mensual (IEP1) incluyendo los registros desde enero 2014 a julio 2016, contabilizando un total de 31 meses. De esta manera se determinó cuántos meses de este período correspondieron a un evento lluvioso.

2.3. Parámetros morfométricos

Con el objetivo de analizar las variaciones espacio-temporales de las lagunas se calcularon distintos parámetros morfométricos a partir del procesamiento de imágenes satelitales. Para una correcta interpretación, se utilizaron las precipitaciones registradas en ambas lagunas durante el período de estudio, que fueron analizadas en el Capítulo 2. El nivel del agua se obtuvo utilizando los datos provenientes de las EMAC de cada una de las dos lagunas.

Los índices morfométricos calculados fueron los propuestos por Hutchinson (1957) y Jurado del Castillo (1992). Se tomaron en cuenta los parámetros: **A.** Área, **P.** Perímetro, **Z.** Profundidad Máxima, **V.** Volumen de agua, **LW.** Relación entre la longitud máxima y el ancho medio de la laguna, **LMT.** Longitud Máxima Total, **A.** Ancho Medio, **AM.** Ancho máximo y **DLC.** Desarrollo de línea de costa. Para su cálculo se utilizaron imágenes satelitales LANDSAT 8 OLI-TIRS correspondientes a marzo, agosto, noviembre 2014 y marzo de 2015 en cada una de las lagunas. Las fechas fueron seleccionadas en función de la disponibilidad dentro del período de estudio. Las imágenes fueron adquiridas del *United States Geological Survey* (USGS, Estados Unidos). Se procesaron con el método no supervisado ISODATA (*Interactive Self-Organizing Data Analysis Technique (Algorithm)*) aplicado en los estudios de Bohn (2009) y Ferrelli & Aliaga (2015). El mismo permitió diferenciar los cuerpos de agua de la superficie terrestre debido a sus diferencias

Esquema general de trabajo en las campañas

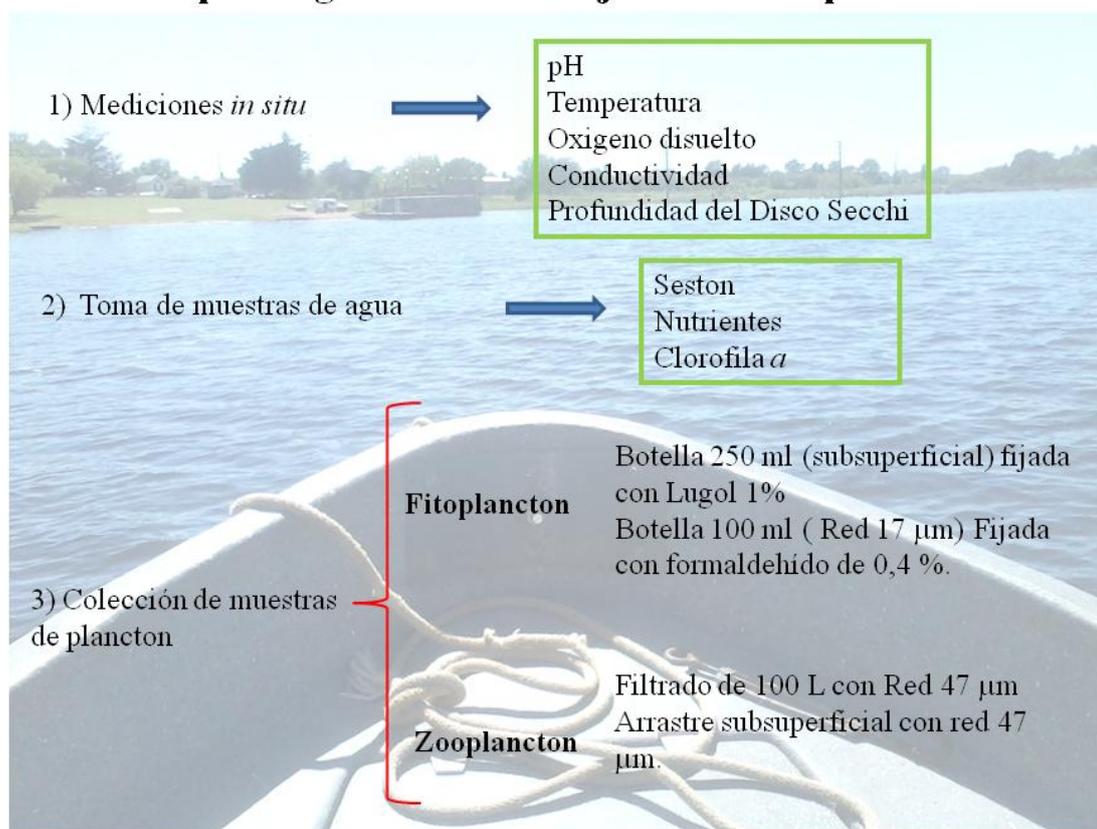


Figura 1. Esquema de muestreo en las campañas en las dos lagunas.

2.4.2. Variables físicas y químicas

En cada laguna y en cada fecha de muestreo se midieron parámetros indicativos *in situ* de la calidad y estado del agua. Los parámetros fueron: temperatura del agua, pH, conductividad, y oxígeno disuelto mediante sondas multiparamétricas HORIBA (U10) y HANNA (HI 9146). Estos parámetros fueron medidos previos a cada muestreo en toda la columna de agua con el fin de analizar la existencia de estratificación. La transparencia del agua se midió mediante un disco Secchi. Además en cada sitio se obtuvieron muestras de agua para la determinación de seston, nutrientes y clorofila *a*, las cuales fueron transportadas inmediatamente al laboratorio en bidones de polipropileno de 10 litros y filtradas con el uso de una bomba de vacío. Las muestras para análisis de nutrientes disueltos se filtraron a través de filtros Whatman® GF/F los que se conservaron envueltos en papel aluminio a -20 °C para la posterior determinación de Chl *a*. Los datos fisicoquímicos de la Laguna La Salada pertenecen a la Tesis Doctoral de María Belén Alfonso (Alfonso, 2018).

2.4.2.1. Seston

La concentración de los sólidos totales en suspensión (seston) se obtuvo a partir del filtrado de volúmenes de agua a través de filtros Whatman GF/F previamente secados y pesados. El volumen filtrado dependió de cada laguna, y de las condiciones de sitio del día de medición (100 -700 ml). Los filtros se dejaron secar en estufa (103-105 °C) hasta alcanzar peso constante (APHA, 1992). Para estimar el peso seco libre de cenizas, los filtros con el material seco retenido, fueron calcinados a 530 °C durante 3 hs. Luego de la calcinación, los filtros fueron pesados nuevamente y por diferencia se estimó el contenido de materia orgánica (MO) del seston.

2.4.2.2. Nutrientes

Las determinaciones de nitrógeno orgánico (NK) se realizaron mediante el método semimicro-Kjeldahl (APHA, 1992). La determinación de la concentración de fósforo total (TP), fósforo total soluble (Psol), Nitrógeno orgánico (Norg) y nitrógeno total soluble (Nsol) fue llevada a cabo por el Dr. Leonardo Lagomarsino en las instalaciones del INTECH de acuerdo a APHA (1998). La fracción de fósforo particulado (Ppart) y nitrógeno particulado (Npart) fueron obtenidas por diferencia entre la concentración total y soluble según corresponda (APHA, 1992). La determinación química de nutrientes fue realizada por el Dr. Leonardo Lagomarsino perteneciente al Laboratorio de Ecología y Fotobiología Acuática del Instituto de Investigaciones Biotecnológicas de Chascomús (INTECH).

2.4.2.3. Clorofila *a*

Las concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica fueron determinadas después de filtrar agua de las lagunas. Para el filtrado se colocaron filtros de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro (Whatman GF/F) en el set de filtración. Con una bomba de vacío se filtró la muestra hasta saturar el filtro y se tomó registro del volumen filtrado. Cada filtro se colocó en un tubo tipo Falcon con 8 ml de acetona 90%, cubiertos con papel aluminio y refrigerados por 24 horas. Las muestras fueron centrifugadas y luego leídas en un Fluorómetro TURNER, previamente calibrado con extracto de clorofila *a* pura. La concentración se calculó utilizando el método espectrofluorométrico (Holm-Hansen et al., 1978; Marker *et al.*, 1980.).

En el caso particular de este parámetro, además de los datos medidos por el método espectrofluorométrico, se obtuvieron los datos de clorofila *a* provenientes del sensor de la boya EMAC (Cl *a* B) instalada en La Salada <http://emac.iado-conicet.gov.ar/>. Los datos utilizados corresponden al mismo día que se realizó el muestreo en Puan. De esta manera se pretende comparar este parámetro con las mismas condiciones sinópticas (estado del tiempo atmosférico) en

la región de estudio. La relación entre estos datos fue analizada mediante el coeficiente de correlación de Spearman utilizando el software estadístico STATISTICA 7.

2.5. Estado trófico

Índice de estado trófico de Carlson (TSI)

El Índice de estado trófico de Carlson (TSI), basado en la profundidad de visión del disco de Secchi TSI (SD), en la concentración de clorofila a TSI (CHL) y en la concentración de fósforo total TSI (TP), fue calculado según las siguientes fórmulas (Carlson, 1983):

$$\text{TSI (SD)} = 60 - 14,41 (\ln \text{SD})$$

$$\text{TSI (CHL)} = 9,81 (\ln \text{Chl}) + 30,6$$

$$\text{TSI (TP)} = 14,42 (\ln \text{TP} + 4,15)$$

El índice TSI de Carlson está basado en una escala global que varía entre 0 y 100, aunque teóricamente no tiene límites superior e inferior. Un valor <40 comúnmente se considera indicativo de condiciones oligotróficas; valores entre 40 y 50 se consideran indicativos de condiciones mesotróficas; entre 50 y 70 de condiciones eutróficas y >70 de condiciones hipertróficas (Carlson & Simpson, 1996).

2.6. Análisis estadísticos

Con el fin de establecer las características distintivas entre las dos lagunas, se utilizaron técnicas estadísticas estándar. Las distintas variables fisicoquímicas (pH, conductividad, Disco de Secchi, oxígeno disuelto, Chl *a*, seston, nitrógeno total y fósforo total) fueron analizados mediante ANOVA de un factor (Underwood, 1997) considerando las lagunas como factor principal. Para dicho estudio se utilizó el programa STATISTICA 7®.

3. Resultados

3.1. Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) mensual para el período 2014-2016.

La región del sur de la Provincia de Buenos Aires, durante los años 2014 y 2015 estuvo afectada por un evento de lluvias intensas. Como se describió en el Capítulo 2, mediante la utilización del Índice Estandarizado de Precipitación (IEP 12) se determinó que los años 2014 y 2015 fueron años lluviosos (IEP > 2: muy húmedo), respecto de la serie de tiempo 1960-2016. A continuación, en la

Figura 2, se muestra el análisis de IEP aplicado en forma mensual (IEP 1) para el período 2014-2016 junto con las precipitaciones registradas para las dos lagunas.

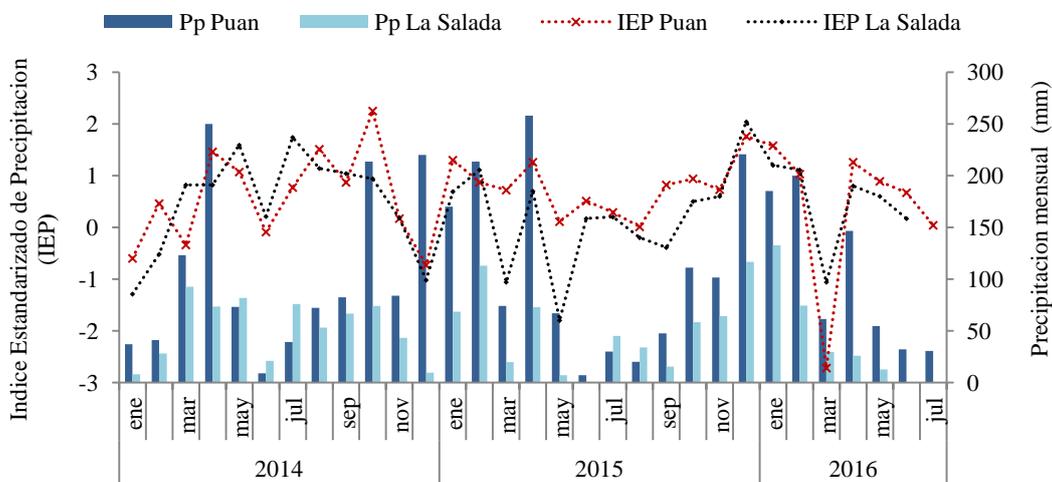


Figura 2. IEP: Índice estandarizado de precipitación (eje principal). Pp: precipitación mensual (eje secundario) de Puan y La Salada. Enero 2014 –julio 2016.

En la Laguna de Puan, los meses más lluviosos con IEP > 1 (indicando meses húmedos), fueron 13 y los meses de abril 2014, octubre 2014 y abril 2015 fueron meses extremadamente húmedos y muy húmedos respectivamente. En La Salada los meses con IEP > 1 fueron 10, destacándose diciembre 2015 con IEP: 1,2.

3.2. Cuencas hidrográficas de las lagunas de Puan y La Salada

La cuenca hidrográfica de la laguna de Puan se desarrolla con orientación NO-SE, posee 17,8 km de largo máximo, un ancho de 7,3 km y una superficie de 96 km² (figura 3). Esta cuenca tiene sus nacientes en el sector sudoeste de las Sierras de la Ventana. La laguna de Puan es un sistema endorreico que se ubica en el extremo Oeste de dicha cuenca, teniendo las pendientes más suaves en la planicie que se encuentra hacia el Este. El arroyo Pichincay es el único aporte semipermanente que recibe la laguna y nace a 8 km al SE al pie de los afloramientos del sistema Ventana. El mismo atraviesa una planicie que se desarrolla entre los 210 m y 380 m. Hacia el Oeste, la cuenca recibe escasos aportes temporarios pues el límite de la cuenca hidrográfica se encuentra a escasos 1000 metros del borde lagunar. Dichos aportes corresponden a la cuenca de las lagunas Las Encadenadas (Geraldí *et al.*, 2008). El tramado urbano de la localidad de Puan se desarrolla hacia el Noreste de la laguna, encontrándose una gran parte dentro de su cuenca.

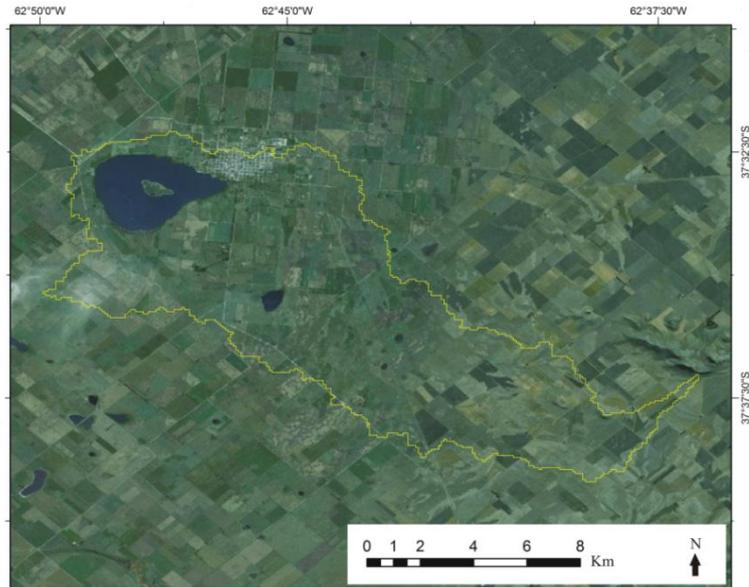


Figura 3. Delimitación de la cuenca hidrográfica de Puan

En la figura 4 se muestra la batimetría de Puan que permitió conocer el perfil de fondo de la laguna. Se observa una isla en posición subcentral, las mayores profundidades se ubican al oeste de la isla, al sudeste de ésta se destaca un canal de escasa profundidad, zona por donde se accede en una embarcación que se utiliza con fines turísticos. En diciembre 2015, la costa de la laguna llegaba hasta la cota 212 msnm, siendo el límite costero. Según delimitación de cotas realizada para esta batimetría, a partir de los 218 msnm, la localidad comienza a anegarse.

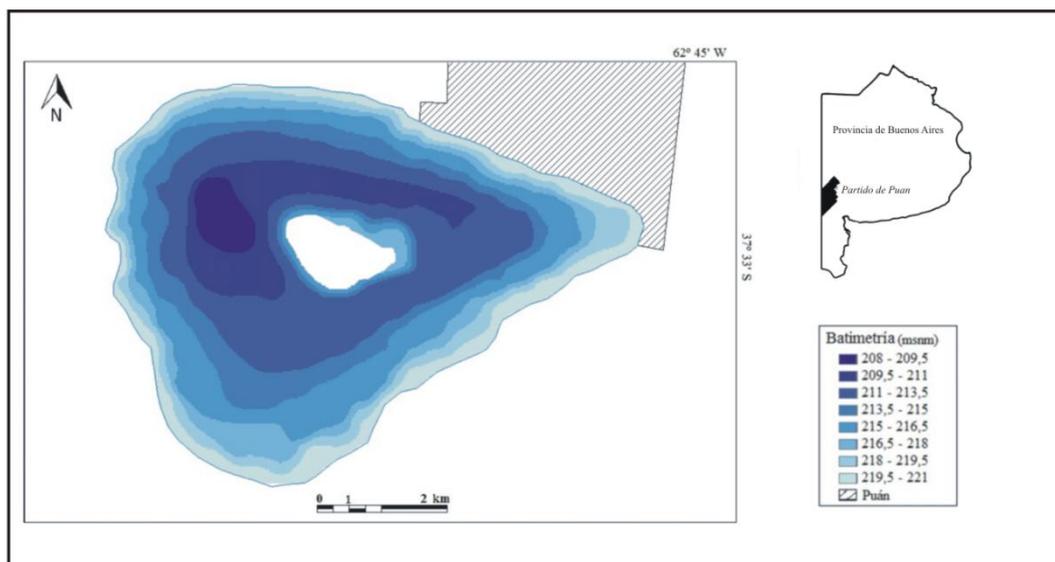


Figura 4. Batimetría de la Laguna de Puan.

La Salada está dentro de la cuenca inferior del Rio Colorado (Aliaga et al., 2014). Este cuerpo de agua está ubicado en un pequeño sector limitado como una subcuenca (Figura 5) y se encuentra a 273 km hacia el sur de Puan, por la ruta nacional 3 (RN 3). La subcuenca tiene un área aproximada de 16,5 km², dentro de la cuenca inferior hidrográfica del Rio Colorado. Esta última tiene sus orígenes en la cordillera de Los Andes y se extiende hasta el Océano Atlántico, en dirección NO-SE, delimitando la Patagonia con la Pampa Argentina. El rio Colorado nace en la confluencia de los ríos Grande y Barranca y recorre 922 km pasando por cinco provincias hasta desembocar en el Océano Atlántico.

Siguiendo a Cabrera (1976) el área de la cuenca inferior del Rio Colorado está dominado por el Distrito del Caldén, dentro de la provincia fitogeografía del “Espinal”. La Salada es un sistema endorreico con un pequeño afluente que es un canal derivado del Rio Colorado. Este pequeño afluente se encuentra regulado y controlado por La Corporación de Fomento del Rio Colorado (CORFO RC). Esta entidad tiene jurisdicción sobre 51664,1 km², correspondiéndole al partido de Patagones 2112,97 km² y al partido de Villarino 3053,44 km². De este total 13714,5 km² están empadronadas con concesión de riego, 4985,7 km² en el partido de Patagones y 87.288 ha en el partido de Villarino, regándose en la actualidad el total de la concesión. La cantidad de productores regantes en el área de CORFO es de 1.238.



Figura 5. Límite de la subcuenca en la que se localiza la laguna La Salada.

3.3. Parámetros morfométricos

Los parámetros morfométricos de las lagunas de Puan y La Salada se exponen en la Tabla 2. Durante el período de estudio la profundidad máxima en Puan fue 3,3 m y su área promedio 6,9 km². Según el índice de desarrollo de línea de costa, Puan es una cubeta de forma elipsoidal, dado que el máximo valor fue 1,1. Mientras que La Salada es una cubeta de forma circular típica con DLC que no supera el valor 1.

Puan presenta una isla subcentral de una superficie de 0,35 km². En el sur del cuerpo de agua se observan pendientes suaves (0.04 %) y como consecuencia de ello es la zona más afectada durante los períodos de inundaciones. La laguna de Puan mostró variaciones en su área, en la longitud de la zona litoral, en su largo y ancho máximo y en su profundidad máxima. Las lluvias registradas para esta laguna durante el período, generaron un aumento en el nivel de la laguna de 0,72 metros. Este aumento se debió a la intensa lluvia registrada en el mes de abril 2014 (250 mm) que se repitió en abril 2015 con un registro de 258 mm (Figura 6).

De acuerdo a las imágenes satelitales analizadas los parámetros morfométricos de ambas lagunas, la dinámica de estos cuerpos de agua mostró diferencias durante el período de estudio. En Puan, el perímetro alcanzó los 11,5 km², durante el período de estudio el área de la laguna se incrementó un 32 %, es decir 2 km². Asimismo se registró un aumento del perímetro (1,2 km) y el volumen de agua, la longitud máxima (0,4 km), el nivel (0,8 m) y el ancho medio (0,3 km) (figura 7).

Tabla 2. Parámetros morfométricos medios, mínimos y máximos de laguna de Puan y La Salada.

Parámetros morfométricos	PUAN				LA SALADA			
	37°33'S. 62°47'W				39°28'S; 62°42'W			
Altitud (msnm)	212				10			
	Promedio	SD	min	max	Promedio	SD	min	max
Área (km ²)	6,9	1,7	5,9	8,9	3,5	0,0	3,4	3,5
Perímetro (km)	10,5	0,6	10,1	11,2	7,4	0,1	7,3	7,5
Profundidad máxima (m)	3,3	0,3	3,1	3,7	2,4	0,2	2,2	2,6
Largo máximo (L) (km)	3,7	0,1	3,6	3,9	1,8	0,0	1,8	1,8
Ancho máximo (W) (km)	2,7	0,0	2,7	2,8	1,4	0,0	1,4	1,4
L/W	1,4	0,0	1,3	1,4	1,4	0,0	1,4	1,4
Desarrollo de Línea de Costa	0,7	0,3	0,5	1,1	0,7	0,0	0,7	0,7

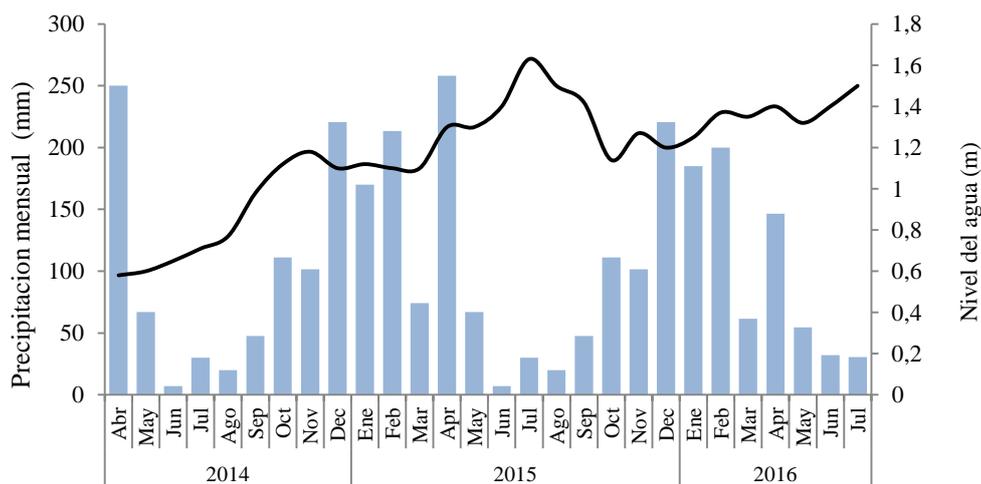


Figura 6. Precipitación mensual durante abril 2014 julio 2016 (Barras en eje principal) y nivel del agua (Línea en eje secundario) registrados en Puan.

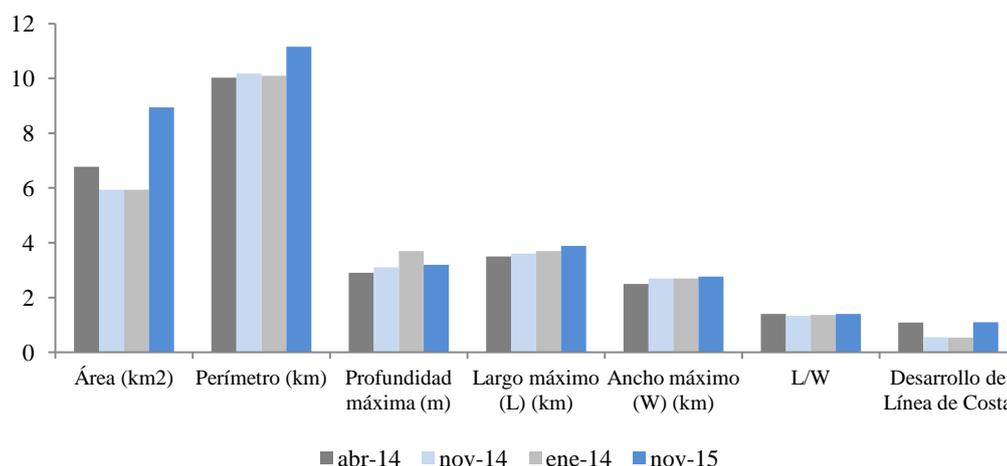


Figura 7. Parámetros morfométricos de Puan, durante el período de estudio. Las unidades del eje y se destacan en cada parámetro.

Las precipitaciones mensuales en La Salada y el nivel del agua se observan en la Figura 8. A diferencia de lo que ocurre en Puan, no se observó una diferencia de nivel durante el período estudiado y lo mismo sucedió con los parámetros morfométricos, que se mantuvieron relativamente constantes (Figura 9). La Salada presenta una profundidad máxima de 2,4 m. por lo tanto podemos clasificar ambas lagunas como cuerpos de agua someros. La Salada es una laguna de menor tamaño en relación a la laguna de Puan, con un área promedio de 3,5 km². Las variaciones en la profundidad fueron distintas en ambas lagunas. En Puan el nivel máximo se registró en julio 2015 (1,6 m) a continuación de un año 2014 con intensas lluvias. Por su parte en La Salada, los mayores registros de nivel ocurrieron en octubre 2013 y 2014 (3 y 3,2 m respectivamente).

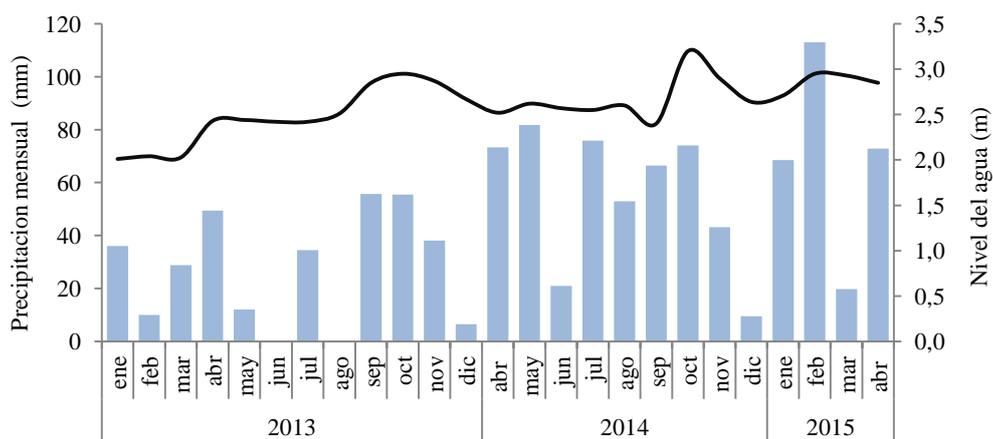


Figura 8. Precipitaciones (barra eje principal) y nivel del agua (Línea en eje secundario) registrado por la Boya EMAC en La Salada durante enero 2013 y abril-2015.

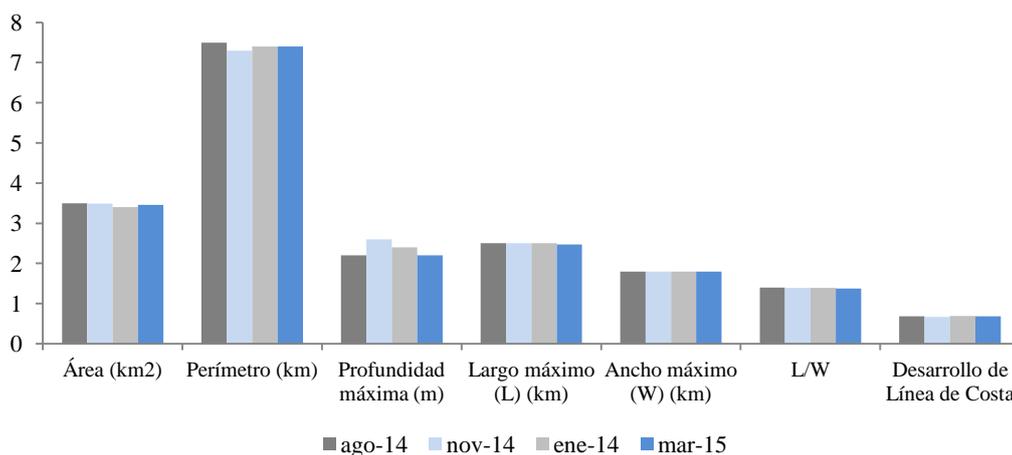


Figura 9. Parámetros morfométricos de La Salada, durante el período de estudio. Las unidades del eje y se destacan en cada parámetro.

3.4. Variables limnológicas

A continuación se exponen en forma comparativa las variables fisicoquímicas y el estado trófico de ambas lagunas para los períodos de estudio correspondientes a cada una de ellas y se señala el período de estudio en común. Debido a la escasa profundidad de los cuerpos de agua no se registró estratificación en ninguno de ellos.

3.4.1. Temperatura del agua

La temperatura superficial de la columna de agua de las dos lagunas se observa en Figura 10, el valor máximo durante el período de estudio en La Salada fue 25 °C (enero 2014) y el mínimo 5 °C

(junio 2013), con un valor medio en superficie de $15,8 \pm 5,8$ °C. Por otra parte en Puan la temperatura del agua tuvo su valor máximo en enero 2016 (25 °C) y el valor mínimo en junio (5 °C), con una temperatura promedio de $15,2$ °C \pm $5,4$ °C. Las variaciones de temperatura en los dos sitios mostraron una tendencia estacional. A pesar que los períodos de medición fueron diferentes, entre abril 2014 y abril 2015, las temperaturas fueron similares.

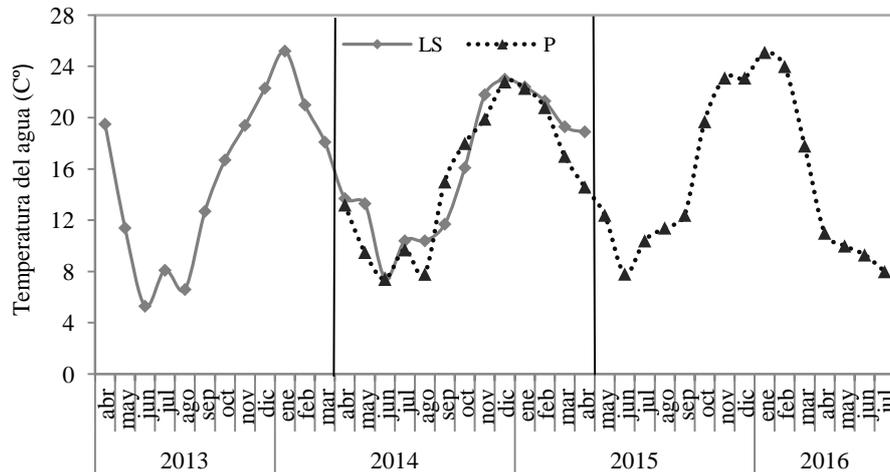


Figura 10. Variación mensual de la temperatura del agua (°C) de Puan y La Salada, durante el período de estudio.

3.4.2. pH

En ambas lagunas, los valores de pH del agua revelaron ambientes ligeramente alcalinos (Figura 11). El pH registró un máximo en Puan y mínimo en La Salada en abril 2014. En Puan se detectó un valor máximo en abril 2014 (11,6). El promedio de este parámetro en esta laguna fue $9,6 \pm 0,7$. En La Salada, el agua mantuvo valores de pH constantes durante todo el período, con un valor promedio $8,10 \pm 0,3$.

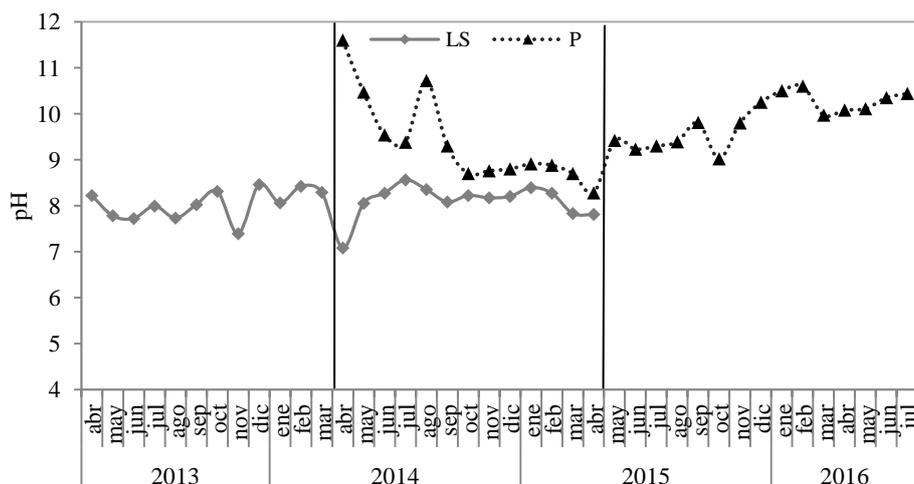


Figura 11. Variación mensual del pH de Puan y La Salada, durante el período de estudio.

3.4.3. Conductividad

Las sales disueltas se presentan como cationes y aniones y al ser partículas cargadas eléctricamente conducen la electricidad. Por esta característica, la salinidad puede medirse indirectamente como conductividad. El valor promedio de la conductividad eléctrica en Puan para el período de estudio fue $8,1 \pm 1,4$ mS/cm. Se observó un marcado descenso de este parámetro durante el período analizado, durante mayo 2014 se registró el máximo del período (11,2 mS/cm) y en abril 2016 se registró el mínimo (5,65 mS/cm). En La Salada la conductividad promedio fue $48,1 \pm 4,5$ mS/cm. Si bien se observó un descenso (50,2 mS/cm en abril 2013 y 44,1 mS/cm en abril 2015) no fue tan marcado como en Puan. En ambas lagunas la conductividad mostró un descenso desde el inicio del período de estudio hacia el final. Este parámetro es marcadamente diferente entre los dos cuerpos de agua. Los valores mensuales para el período se observan en la Figura 12.

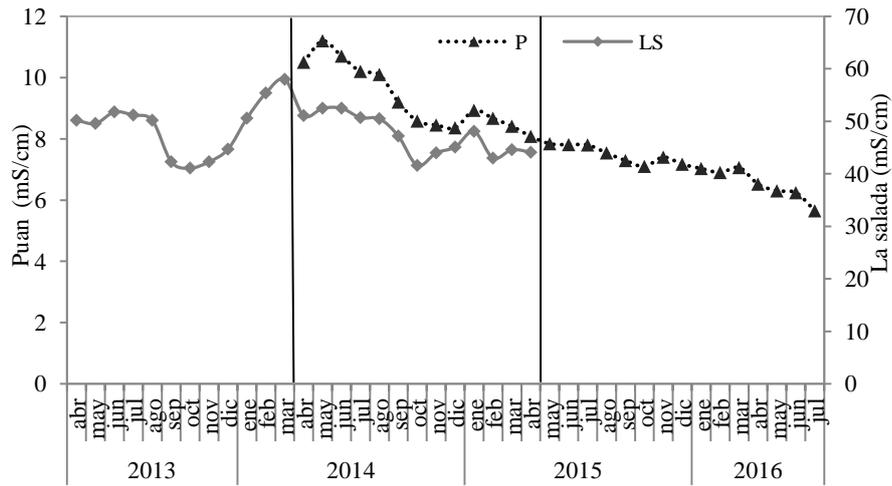


Figura 12. Variación mensual de la conductividad (mS/cm) de Puan (eje principal) y La Salada (eje secundario), durante el período de estudio.

3.4.4. Oxígeno Disuelto

La concentración de oxígeno disuelto en agua es considerada uno de los parámetros más importantes en limnología, ya que condiciona procesos biológicos fundamentales. En general se espera que en cuerpos de agua someros el oxígeno se encuentre cercano al punto de saturación a cualquier profundidad debido a la acción del viento. Los valores promedio de oxígeno disuelto en ambas lagunas fueron similares $9,3 \pm 3,6$ mg/L (Puan) y $10,2 \pm 2,05$ mg/L (La Salada) (Figura 13). La tendencia para Puan, fue la disminución del oxígeno disuelto que mostró un máximo en junio 2015 (18 mg/L), en La Salada el mínimo fue en febrero 2014 (6,5 mg/L) y el máximo fue en junio 2013 (14,8 mg/L).

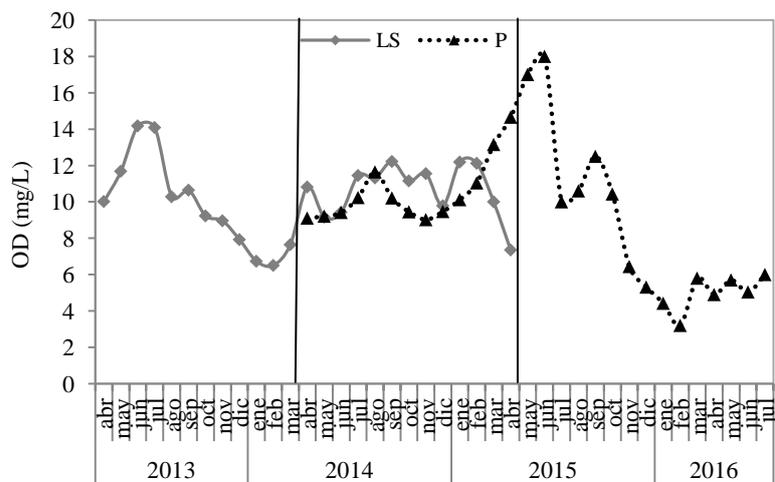


Figura 13. Variación mensual del oxígeno disuelto (mg/L) de Puan y La Salada, durante el período de estudio.

3.4.5. Transparencia del agua (Disco Secchi)

En Puan la mayor visibilidad del disco de Secchi fue en marzo 2016 (1,1 m) y la menor en junio 2014 (0,23) mientras que el promedio del período fue $0,44 \pm 0,14$ m. En La Salada se registraron valores más elevados de transparencia, siendo $1,70 \pm 0,5$ m el valor promedio, observándose el máximo en noviembre 2014 (2,9 m) el valor mínimo en septiembre del mismo año (1,4 m). En esta laguna, este parámetro mostró la misma tendencia en los años analizados, en 2015 el máximo se observó nuevamente en noviembre y el mínimo en septiembre. Contrariamente en Puan no se observó ninguna tendencia clara. La variación temporal de estos parámetros en las dos lagunas se muestra en la figura 14.

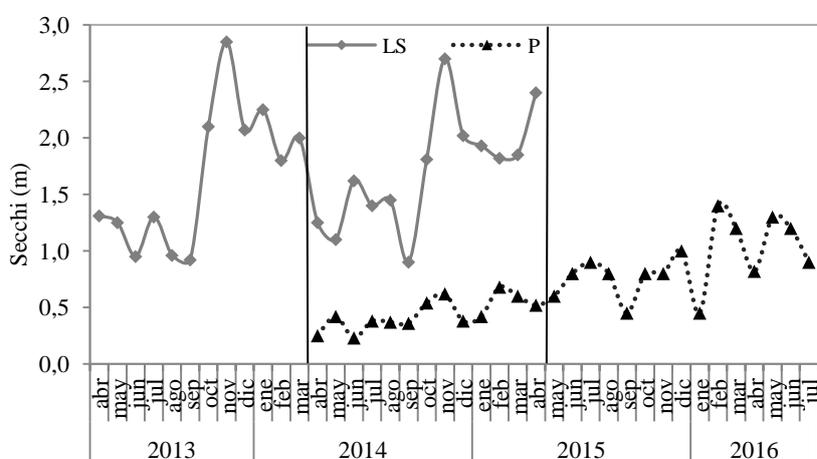


Figura 14. Variación mensual de la transparencia del agua, medida con el disco Secchi (m) de Puan y La Salada, durante el período de estudio.

3.4.6. Seston y materia orgánica en el seston

Ambas lagunas mostraron un máximo de seston durante los meses de primavera - verano (Figura 15). En La Salada el valor máximo fue 100 mg/L durante noviembre (2014) y en Puan el máximo se registró en abril 2014 (194 mg/L). Los valores de seston en Puan fueron mayores durante 2014 mientras que en abril 2016 se registró el mínimo del período y se mantuvieron bajos durante ese año. El porcentaje de materia orgánica en el seston fue en promedio, 70 % en La Salada y en Puan 63 % (Figura 16).

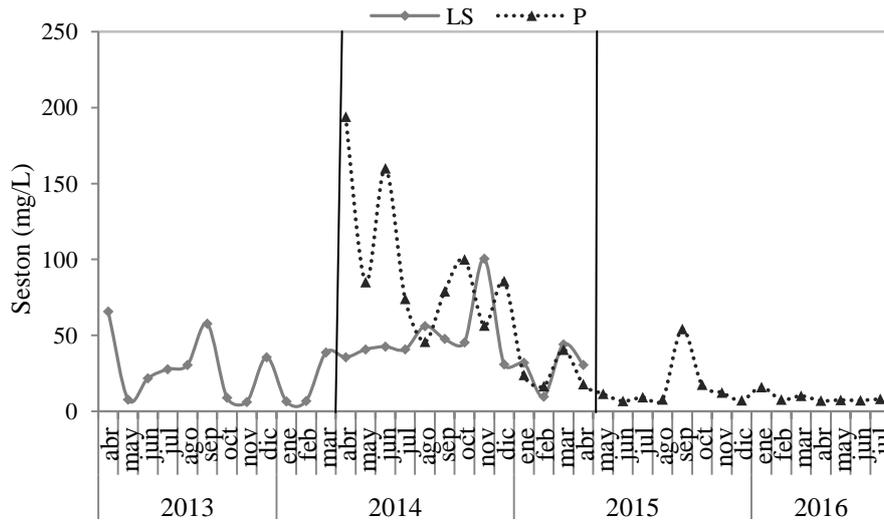


Figura 15. Variación mensual del seston (mg/L) de Puan y La Salada durante el período de estudio.

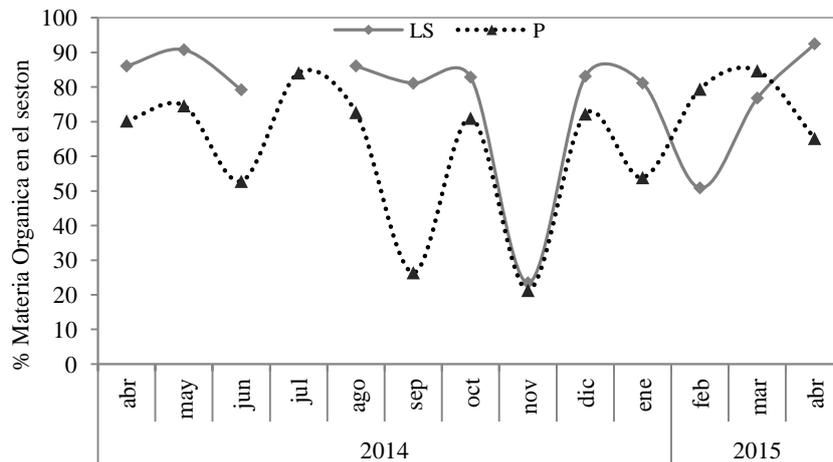


Figura 16. (%) de Materia Orgánica en el seston de Puan y La Salada, durante el período de estudio coincidente en las lagunas.

La relación temporal entre el seston y la transparencia del agua se presentan en la Figura 17. En ambas lagunas se observa un comportamiento inverso entre estos dos paramentros, con excepción del mes de noviembre 2014 en La Salada, mes en el cual tanto la transparencia como el seston registraron valores máximos.

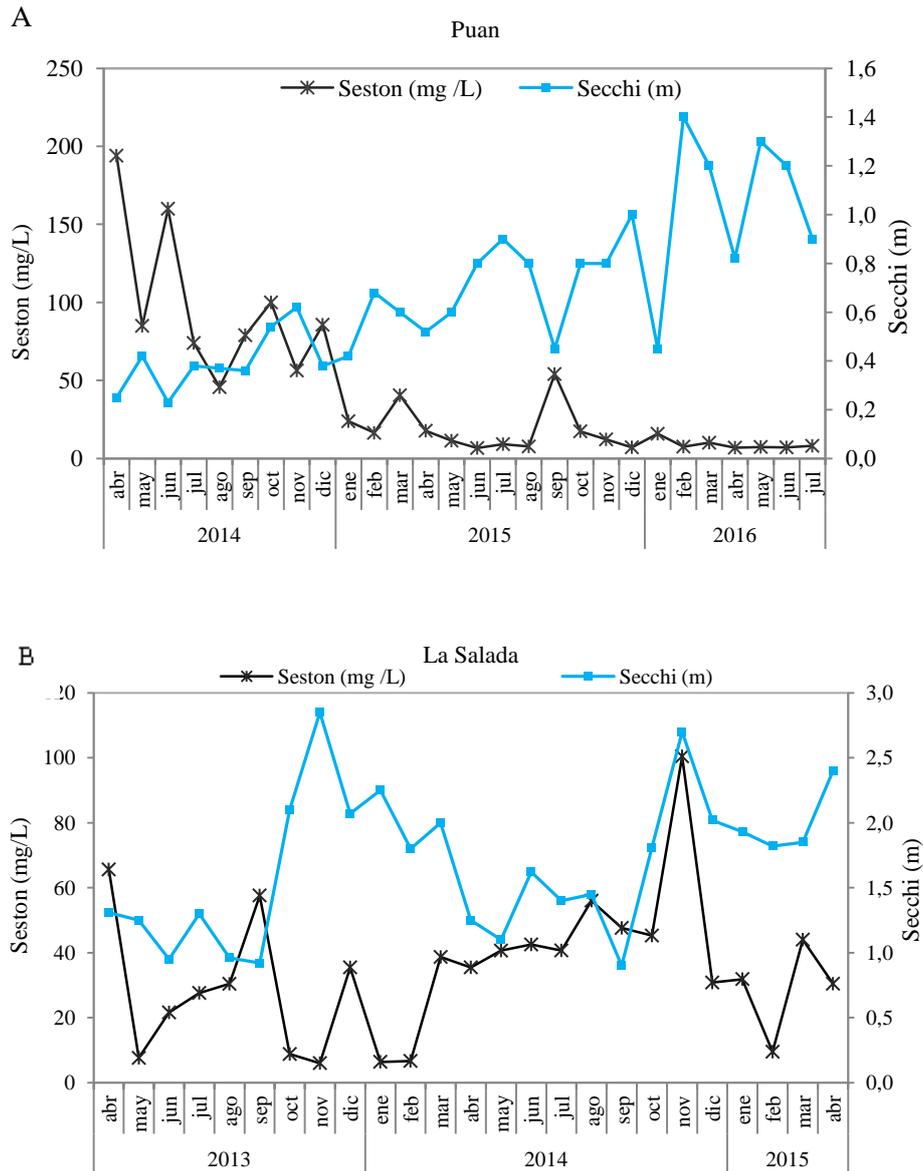


Figura 17. Relación entre la variación mensual del Seston (mg/L) y la transparencia del agua (Secchi)(m) en Puan (A) y La Salada (B).

3.4.7. Nutrientes

Los valores estacionales de nitrógeno y fósforo de las dos lagunas se muestran en las tablas 3 y 4 para Puan y la Salada respectivamente. En la laguna de Puan el valor promedio de nitrógeno total para el período estudiado fue $3,73 \pm 0,7$ mg/L, en el otoño 2015 se registraron los valores más elevados de nitrógeno (4,52 mg/L). Durante el otoño 2014 se detectó el valor más elevado de fósforo (1,5mg/L).

Tabla 3. Dinámica estacional de los nutrientes en Puan durante el período de estudio.

Puan		NT (mg/L)	N disuelto (mg/L)	N particulado (mg/L)	P Total (mg/L)	P disuelto (mg/L)	P particulado (mg/L)
2014	otoño	3,67	2,71	0,95	1,50	0,94	0,55
	invierno	2,76	2,08	0,68	0,49	0,39	0,10
	primavera	4,03	3,27	0,76	1,28	1,16	0,12
	verano	4,23	3,62	0,62	1,46	1,40	0,05
2015	otoño	4,52	3,96	0,56	1,39	1,29	0,10

En La Salada el NT registró un promedio de $3,85 \pm 0,5$ mg/L, similarmente a lo observado en Puan el mayor registro de este parámetro fue en otoño 2015 (4,49 mg/L). Mientras que el fósforo total (PT) mostró un valor promedio de $0,05 \pm 0,2$ (mg/L) manteniéndose estable durante el período analizado, con excepción del otoño 2015 que fue la estación con menor valor promedio de PT 0,02 mg/L.

Tabla 4. Dinámica estacional de los nutrientes en La Salada durante el período de estudio.

La Salada		NT(mg/L)	N disuelto (mg/L)	N particulado (mg/L)	PT (mg/L)	P disuelto (mg/L)	P particulado (mg/L)
2014	otoño	3,53	2,47	1,06	0,06	0,05	0,04
	invierno	3,50	2,46	1,04	0,05	0,05	0,04
	primavera	3,68	2,96	0,73	0,06	0,05	0,01
	verano	4,26	3,29	0,97	0,05	0,04	0,03
2015	otoño	4,49	3,91	0,58	0,02	0,02	0,00

3.4.8. Relación N/P

La detección de elevados valores de NT y PT estimula un rápido incremento de la abundancia de microalgas (Schindler 2015). La relación N/P es un factor utilizado para indicar la composición de especies, en relación a la competencia entre el nitrógeno y el fósforo. Valores bajos de esta relación (N/ P) indican normalmente una limitación por N, lo que favorecería a los fijadores de nitrógeno de vida libre como sucede con las cianobacterias (Schindler 1977, Smith 1992, Vitousek et al. 2002a). En general se entiende como un valor bajo (p.ej. < 7) una posible limitación relativa de nitrógeno y favorece la formación de floraciones de cianobacterias (Bicudo et al. 1999, Paerl et al., 2001). Por el contrario, una mayor relación N/P (p.ej. > 16) puede favorecer un aumento de algas verdes y diatomeas (Bicudo et al., 1999).

En la Laguna de Puan, la relación N/P durante el período analizado tuvo siempre valores inferiores a 7. El NT tuvo un valor promedio en el período de $3,7 \pm 0,5$ mg/L y el PT en promedio fue $1,4 \pm 0,4$ mg/L (Figura 18).

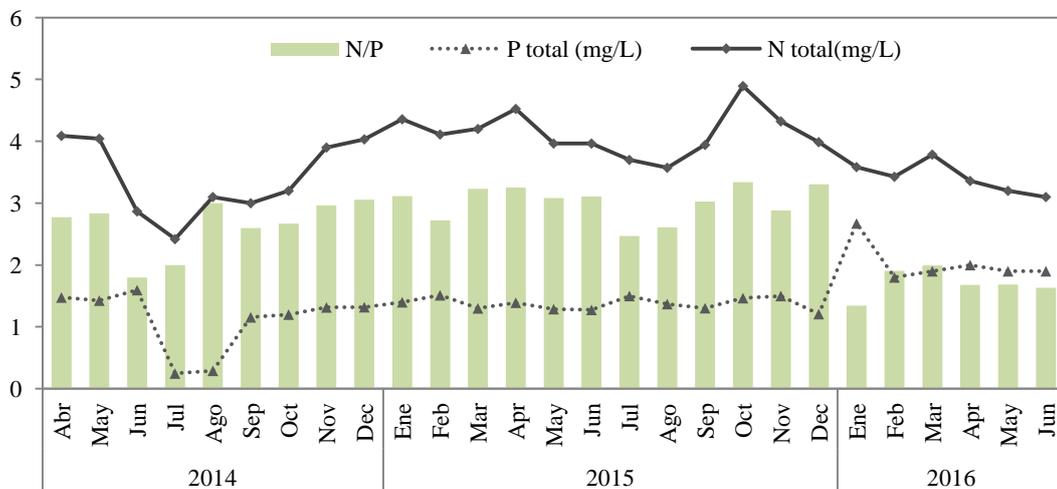


Figura 18. Relación N/P (barras) y valores de NT (línea continua) y PT (línea punteada)(mg/L) de Puan (abril 2014 - junio 2016).

En La Salada, el NT en promedio fue $5,2 \pm 3,2$ mg/L. En esta laguna se registraron valores de PT más bajos que en Puan, siendo el promedio de $0,08 \pm 0,07$ mg/L, lo que dio como resultado una relación N/P más alta (Figura 19).

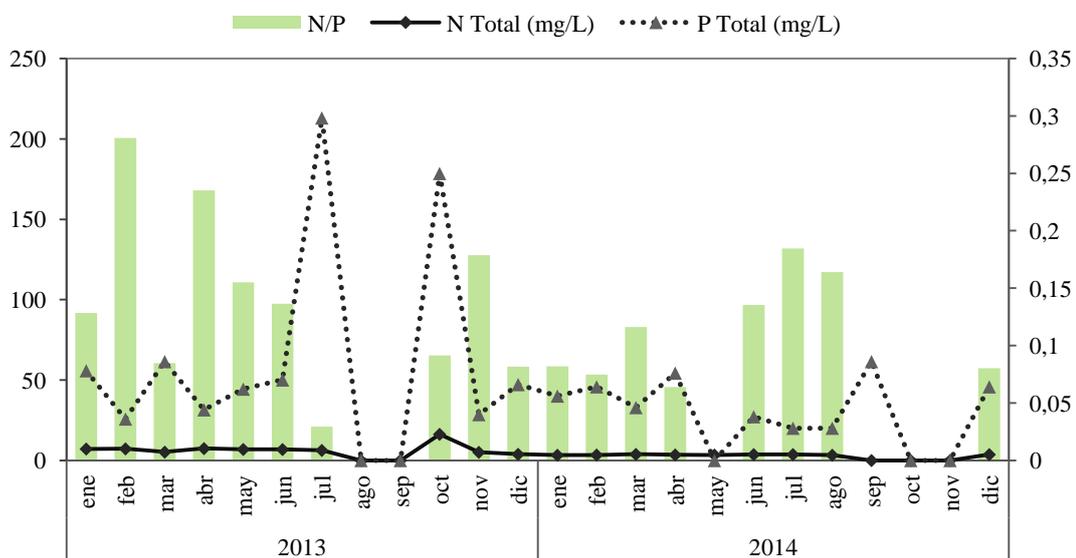


Figura 19. Relación N/P (barras)(eje principal) y valores de NT (línea continua) y PT (línea punteada)(mg/L)(eje secundario) de La Salada, (enero 2013 - diciembre 2014).

3.4.9. Clorofila *a*

Los valores mensuales de clorofila *a* de Puan y La Salada junto con los valores registrados por la Boya de La Salada (Cl *a* B), se muestran en la Figura 20. La clorofila *a* en Puan presentó un valor promedio de $3,6 \pm 3,3 \mu\text{g/L}$. En esta laguna, este parámetro no mostró una tendencia estacional clara, ocurriendo el valor máximo en abril 2016 ($13,5 \mu\text{g/L}$) y el mínimo valor registrado fue en octubre 2014 ($>0,05 \mu\text{g/L}$).

Los valores de clorofila *a* en La Salada mostraron una tendencia estacional durante los años estudiados, que se expresó con valores más elevados en el otoño-invierno y mínimos en primavera-verano. El valor promedio de este parámetro en La Salada fue $9,4 \pm 5 \mu\text{g/L}$. El máximo se registró en junio 2013 ($18,1 \mu\text{g/L}$) y mínimo ocurrió en noviembre 2013 ($1,2 \mu\text{g/L}$). Los datos del sensor de clorofila *a* de la Boya-EMAC que se encuentra en La Salada no evidenciaron una tendencia estacional clara como lo observado con el dato medido a campo en esta laguna.

Con respecto al valor del mismo día en las dos lagunas (Cl *a* B y Cl *a*) se detectaron tendencias similares (máximas en julio 2015 y mínimas en enero 2016) mientras que en el resto de las fechas no parecen tener una conducta similar.

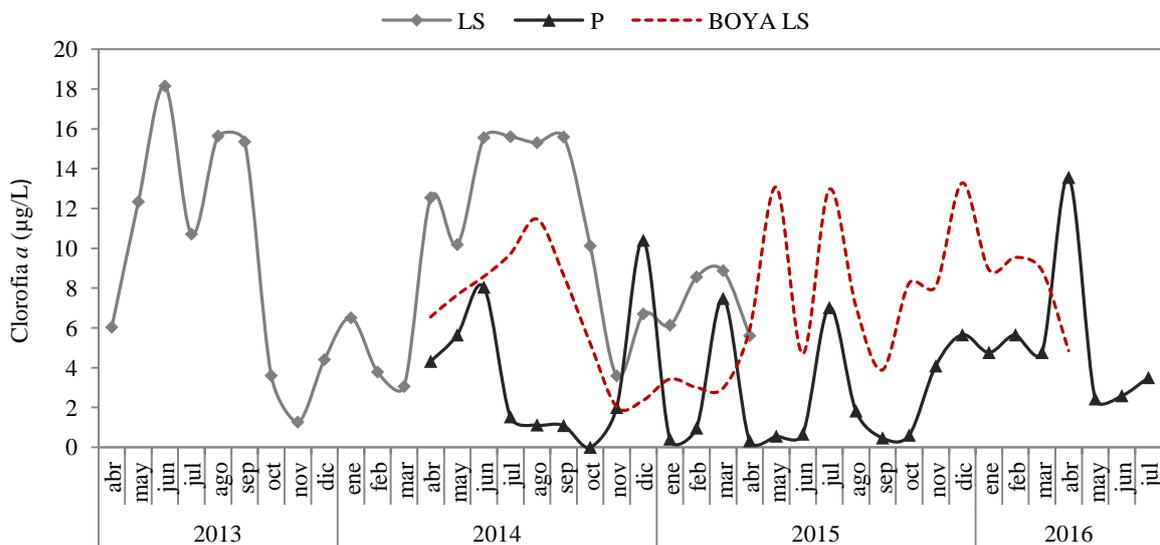


Figura 20. Variación mensual de la Clorofila *a* de Puan (negro) y La Salada (rojo) (línea continua datos de campo y la línea punteada BOYA-EMAC).

No hay correlación entre los datos de clorofila *a* de la laguna de Puan y el sensor de La Salada correspondientes al mismo día. Se correlacionaron los datos de campo de la clorofila y los del

sensor en La Salada, desde enero 2013 hasta abril 2015, para corroborar la fidelidad del sensor y la correlación fue positiva ($r = 0,61$, $p = 0,0014$).

3.5. Estado trófico

Como se mencionó anteriormente para evaluar el estado trófico de las lagunas, se calcularon índices tróficos basados en los valores promedio de profundidad de Secchi, Clorofila *a* y fósforo total. Los valores obtenidos según la clasificación de Carlson (1983), se muestran en la tabla 5. De acuerdo a los resultados obtenidos La Salada es una laguna mesotrófica con tendencia a eutrófica. Los tres parámetros usados fueron coincidentes con el estado trófico de la laguna. En el caso de Puan, los valores calculados con los tres parámetros arrojaron un resultado distinto de estado trófico, siendo el fósforo el que mayor estado trófico indicó, clasificando la laguna de Puan como hipereutrófica. Sin embargo hay que tener en cuenta que la clorofila *a* indicó un estado mesotrófico. Por ello resulta importante evaluar el estado trófico de este cuerpo de agua teniendo en cuenta en conjunto los tres parámetros.

Tabla 5. Estado trófico de Carlson (1983) de Puan y La Salada durante el período de estudio.

TSI	LS	Estado Trófico	PUAN	Estado Trófico
DS	52,3	Meso-Eutrófico	71,7	Meso-Hipertrófico
CHL	52,1	Meso- Eutrófico	68,0	Mesotrófico
TP	56,7	Meso- Eutrófico	102,0	Hipertrófico

3.6. Análisis estadístico

El ANOVA realizado para establecer las diferencias fisicoquímicas entre las dos lagunas, dio como resultado valores significativamente mayores de clorofila *a* ($p < 0,0001$; F: 25,96), conductividad ($p < 0,0001$; F: 21,48), Disco Secchi ($p < 0,0001$; F: 72,13), nitrógeno orgánico (N org) ($p < 0,01$; F: 7,02) en La Salada, mientras que en Puan fue significativamente mayor el fósforo total (TP) ($p < 0,0001$; F: 19,96).

4. Discusión

En el presente capítulo se determinaron las características básicas estructurales de cada cuerpo de agua y sus principales variables limnológicas. Según lo expuesto en el capítulo 2, durante los años 2015 y 2016 la región se caracterizó por un evento muy lluvioso que coincidió con un ENSO de intensidad muy fuerte a severo (National Weather Service, Climate Prediction Center.

<http://www.cpc.ncep.noaa.gov/>). Los resultados expuestos muestran que ambas lagunas responden de manera distinta a un registro de precipitaciones mayor al normal. En Puan, los cambios observados en los parámetros morfométricos se relacionaron, al menos parcialmente, con las variaciones en la intensidad de la lluvia, mientras que en La Salada las lluvias intensas no modificaron de manera inmediata la morfometría de la laguna.

Como ya fue mencionado, las lagunas Puan y La Salada se localizan en el Sudoeste de la provincia de Buenos Aires, y corresponden a cuencas hidrográficas diferentes. En gran parte de la planicie pampeana, el drenaje es endorreico o arreico lo cual conduce a que, bajo condiciones subhúmedas, se produzcan inundaciones extensas y prolongadas alternando con períodos de sequía (Soriano, 1992). El análisis de la topografía y el terreno mostraron que cada una de las lagunas presenta su propia cuenca de aportes, de tipo endorreicas, cuyos límites están determinados topográficamente por diferentes cuencas hidrográficas. La Laguna de Puan limita al NE con la Cuenca de las Encadenadas de Oeste (Geraldí, 2009) pero a pesar de su proximidad con esta gran cuenca, el aporte de agua de esta laguna está asociado con la descarga proveniente de las Sierras del Sistema Ventania. La Salada se analizó como una subcuenca de la cuenca inferior del Río Colorado, por lo tanto es importante destacar que el aporte de agua está íntimamente ligado a la descarga de este río (Aliaga et al, 2015; Alfonso et al., 2017; 2018).

Bohn et al. (2016) realizaron un estudio de seis lagunas pampeanas (Sauce Grande, Cochicó, Del Monte, Chascomus, Chasicó y Puan) y encontraron que todos estos cuerpos de agua someros son vulnerables ante un evento climático extremo influenciado por un evento ENSO. Sin embargo, destacan que no puede considerarse éste la principal fuerza reguladora de la dinámica de estos sistemas. Según estos autores en la laguna de Puan el principal regulador hidrológico es la topografía del área. La influencia de la topografía en la Laguna de Puan, fue un factor sumamente importante en relación a la forma y profundidad de este ambiente. El estudio de la morfometría permitió establecer las características estructurales básicas de estos cuerpos de agua y la batimetría de Puan resultó una herramienta crucial para conocer los puntos más profundos de la laguna a la hora de una correcta selección del sitio de muestreo.

Las dos lagunas son cuerpos de agua someros sin estratificación, con profundidades que no superan los 5 metros en el caso de Puan y los 3 metros en La Salada. En Puan las diferencias pluviométricas entre el inicio y el fin del período estudiado mostraron variaciones tanto en el área, perímetro y profundidad de la laguna. El nivel al inicio del período era bajo (0,58 m) y al final del período registró 1,1 m. Es importante destacar que el año 2013 fue un año “extremadamente seco”, la laguna de Puan respondió rápidamente al incremento de la precipitación, lo que sugiere que es más vulnerable a la variabilidad climática que La Salada. En la Región Pampeana son varios los

trabajos que muestran modificaciones en la morfometría en las lagunas con relación a diferentes períodos pluviométricos (Forneron et al., 2010; 2012; Carbone et al., 2015; Bohn et al., 2016; Brendel et al., 2017). Durante las últimas décadas, a escala global, se han observado variaciones en los caudales de los cursos de agua, así como la aceleración en los procesos de evaporación y secado de los lagos y de inundación en otros (Wagner et al., 2002; Jiang et al., 2005). Habitualmente, las lagunas someras (en especial las lagunas de llanura) alcanzan su máximo nivel durante los períodos más lluviosos (Vázquez et al., 2003). Las fluctuaciones en los niveles de agua así como también las variaciones en los parámetros morfométricos de los lagos afectan a los procesos ecológicos de los mismos (e.g. Zinger, 2000).

En La Salada, los parámetros morfométricos no mostraron cambios, sino por el contrario, se mantuvieron relativamente constantes y no se observó una respuesta inmediata a las precipitaciones. Del mismo modo, las variables fisicoquímicas no se modificaron apreciablemente durante el período de estudio, si bien cabe señalar que el período analizado para ambas lagunas no es el mismo, en el capítulo 2 se determinó el comienzo del evento húmedo en 2014 y el Índice Estandarizado de precipitación (SPI) de La Salada en 2012 y 2013 dio como resultados años secos. Por lo tanto al inicio del estudio la laguna se encontraba bajo la influencia de evento seco y a finales del estudio influenciado por evento húmedo “lluvioso”.

Según estudios anteriores (Alfonso et al., 2017; Alfonso, 2018) la intervención antrópica por medio de un canal que regula la entrada de agua, determinaría que esta laguna sea un sistema poco dinámico y variable desde el punto de vista estructural y fisicoquímico. Se puede inferir entonces, que los eventos de precipitación, tanto secos como húmedos no modificarían notablemente las características de esta laguna, al menos de manera inmediata, a diferencia de lo que ocurre en la Laguna de Puan.

El pH, el oxígeno y la temperatura del agua no mostraron diferencias significativas entre las dos lagunas y la variación estacional de estos parámetros, no evidenció importantes cambios temporales. Por el contrario, en lo que respecta a la clorofila *a*, conductividad, seston y concentración de nitrógeno total, se evidenciaron diferencias significativas entre ambos cuerpos de agua. Las dos lagunas mostraron aguas alcalinas, con un valor de pH máximo en Puan y mínimo en La Salada en abril 2014, mostrando un comportamiento opuesto en relación al inicio del período lluvioso.

De acuerdo a las concentraciones de oxígeno disuelto medidas en ambos cuerpos de agua, se aprecia que las mismas son aptas para el funcionamiento y la supervivencia de la vida acuática, ya que valores entre 8-12 mg/L se consideran buenos y adecuados para la vida de la gran mayoría de especies de peces y otros organismos acuáticos (Chapman 1996; Baron & Tayler 1996). La mayoría

de las lagunas estudiadas en la región presentan valores de pH y Oxígeno disuelto similares a los registrados en este estudio (Koprio et al., 2010; Izaguirre, et al., 2012; Puntoriero et al., 2014).

El marcado descenso de la conductividad del agua en Puan registrado de abril 2014 a julio 2016, puede tener relación con el efecto de dilución por el aumento del nivel del agua, como consecuencia de las precipitaciones registradas. Los valores observados para este parámetro se encuentran comprendidos dentro de los rangos informados para distintas lagunas pampeanas de agua dulce (Quirós et al., 2002; Izaguirre et al., 2012). La transparencia del agua, también se vio afectada en relación el nivel de agua, dado que al comienzo del período, el nivel de agua era 0,4 m (abril 2014), y durante 2016 el alcanzo valores de 1,2 m (febrero 2016).

En oposición, La Salada se distinguió por su elevada conductividad 47,3 mS/cm, siendo significativamente más alta que en Puan ($p < 0,0001$; F: 21,48); valores de conductividad semejante a los de esta laguna sólo han sido registrados en la región, en cuerpos de agua temporarios de la Provincia de La Pampa, que sufren períodos de desecación (Echaniz & Vignatti, 2011; Vignatti et al., 2012). La transparencia del agua también fue significativamente mayor que la registrada en Puan ($p < 0,0001$; F: 72,13. La Salada es un cuerpo de agua mesohalino de acuerdo a la clasificación planteada por (Hammer, 1986). Según Alfonso (2018) la salinidad media de este cuerpo de agua es de 30,4 mg/L. Esta particularidad la convierte en una laguna de gran interés, dado que la biota adaptada a una concentración de sales tan elevada reviste interés ecológico (Borics et al., 2012; Vignatti et al., 2012; Del Ponti et al., 2015).

Por otro lado, la transparencia del agua medida con el disco Secchi en la Salada registró la misma tendencia en los años analizados, siendo los meses de noviembre los valores más altos de transparencia y septiembre los más bajos. Como era esperable, este parámetro se comportó de manera inversa respecto del seston en las dos lagunas. En noviembre 2014 en La Salada se detectó una máximo en ambos parámetros, lo cual indicaría un posible error en la manipulación de la muestra de seston. En Puan no se observó una tendencia clara en el comportamiento temporal de los valores de Secchi. La transparencia del disco Secchi y los valores de seston, siempre se comportaron de manera inversa. Este comportamiento coincide con lo descrito por otros autores (e.g Torremorell et al., 2007; Llames et al., 2009) dado que la transparencia del agua de un cuerpo de agua somero, sometido a mezcla constante, depende tanto de la disponibilidad de luz como de la resuspensión causada por el viento.

Según Wetzel (2001) el seston se define como el conjunto de material particulado en agua, que incluye tanto las partículas vivas (plancton) como las no vivas. El agua contiene dos tipos de sólidos: los sólidos disueltos y los sólidos suspendidos. Los sólidos suspendidos consisten de partículas de material orgánico e inorgánico y son la principal causa de la turbidez. Los sólidos

disueltos provienen de la acción disolvente del agua al estar en contacto con los minerales del acuífero o del suelo. En relación con los valores de seston de estas dos lagunas pampeanas, es importante destacar que ambas registraron un porcentaje importante de materia orgánica (60 % Puan y 70% La Salada).

La concentración total de sólidos en un cuerpo de agua, guarda directa relación con la productividad de las lagunas. Si bien, los resultados expuestos de materia orgánica no diferencian a que fracción orgánica pertenecen, el valor indica un porcentaje alto del componente vivo en el seston, por lo tanto, estos datos son relevantes para considerar en los estudios sobre las comunidades biológicas de estos ambientes.

En cuanto a la concentración de nutrientes, en Puan se registraron valores de fósforo significativamente inferiores que en La Salada ($p < 0,0001$; F: 19,96) mientras que los valores de nitrógeno fueron más elevados en La Salada ($p < 0,01$; F: 7,02). Esto se vio reflejado en valores más altos de N/P en La Salada. En Puan esta relación no superó nunca el valor 5. Es sabido que el nitrógeno, el fósforo y la luz son recursos fundamentales para la mayoría de los productores primarios. Los distintos valores de estos recursos, como la relación N/P pueden afectar la dinámica y la estructura de la comunidad fitoplanctónica (Miller et al., 2002; Daoudi et al., 2013). Valores bajos de la relación N/P debería favorecer a los fijadores de nitrógeno de vida libre como las cianobacterias en ecosistemas acuáticos (Schindler, 1977; Smith, 1992; Vitousek et al., 2002). Val Smith demostró que en cuerpos de agua naturales las cianobacterias tienden a dominar con mayor frecuencia cuando las relaciones N/P no exceden 29 (Smith, 1983). Sin embargo, otros estudios informan diferentes valores críticos de N/P (7, 14) según el ambiente (Howarth et al., 1988, Noges et al. 2008). Por otro lado, otros autores indican poca influencia de la relación N/P en la abundancia de cianobacterias (Reynolds 1999, Downing et al. 2001) pero el patrón general sigue siendo que a bajos valores de la proporciones N/P se favorece la presencia de cianobacterias. Una posible explicación estaría dada por el hecho que muchas cianobacterias son N-fijadora y cuando el N es limitante, tienen una ventaja competitiva. Sin embargo, la relación baja de N/P registrada en Puan favorecería la formación de floraciones de cianobacterias, que no sería limitada por nitrógeno, la baja relación se da por el exceso de fósforo (Bicudo et al. 1999, Paerl et al., 2001).

La clorofila *a* fue otro de los parámetros significativamente distinto entre las dos lagunas estudiadas. En La Salada fue mayor ($p < 0,0001$; F: 25,96). Los valores más elevados en Puan se registraron en el mes de abril 2016 (13,6 $\mu\text{g/L}$) pero no se observó una tendencia estacional. En La Salada el valor más alto se registró en el mes de junio 2013 (18,1 $\mu\text{g/L}$) y el máximo del año 2014 fue en mayo. Respecto de este parámetro, La Salada se diferenció de Puan y del resto de la mayoría de las lagunas de la región, dado que en general, las lagunas pampeanas presentan máximos de

clorofila *a* en los meses de primavera y verano (Diovisalvi et al., 2010; Izaguirre et al., 2012; 2015). Si bien los valores no fueron bajos en comparación con otras lagunas, tampoco se observaron valores altos, típicos de lagunas fuertemente eutrofizadas como es el caso de Chascomús (Zagarese, et al., 2010), Sauce Grande (Ferrer et al., 2012; Cony et al., 2014) Otamendi (Sinistro, 2007; de Tezano Pinto, 2009). Máximos de clorofila *a* en invierno fueron registrados en La laguna Fuente de Piedra (España) por Garcia et al. (1997). Tanto en la laguna de Puan como en La Salada, los valores de clorofila *a* corresponden a los registrados en lagunas de tipo “claras” (Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; 2009; Allende et al., 2009).

El análisis de la clorofila *a* en simultáneo en las dos lagunas, bajo las mismas condiciones sinópticas en la región, no mostró el mismo patrón temporal, por lo cual no existiría un factor climático fuertemente determinante común de las variaciones de este parámetro. Sin bien en este estudio se usaron dos métodos de medición diferentes, esto no debería ser un inconveniente para que los resultados sean comparables. Gregor & Marsalek (2004) testearon la utilización de diferentes métodos de medición de clorofila *a*, utilizando datos *in vitro* e *in situ* mediante espectrofluorimetría y sensores fluorométricos y estos autores concluyeron que los métodos son comparables para la estimación de biomasa fitoplanctónica total pero no para la diferenciación de grupos y solo en cuerpos de agua donde las concentraciones de clorofila *a* no superen los 50 µg/L.

La clorofila *a* es un pigmento fotosintético presente en todas las especies de fitoplancton, que incluye organismos eucariotas (algas) y procariotas (cianobacterias), y por lo tanto es un buen indicador de la biomasa total de fitoplancton. No obstante, es importante destacar que la clorofila *a* es una medida indirecta de la biomasa de los productores primarios (Margalef, 1972). Con los resultados obtenidos no se puede descartar que los productores primarios no estén siendo afectados por las condiciones sinópticas, para esto sería necesario profundizar el estado de la clorofila *a* en cada cuerpo de agua de manera independiente.

Las lagunas de la provincia de Buenos Aires, disponen de abundante materia orgánica y elevadas concentraciones de nutrientes que determinan la condición eutrófica desde su origen (Quiros, 2002; Dangavs, 2005). En las lagunas estudiadas los valores de nutrientes no fueron elevados en comparación con otras lagunas de la Región Pampeana que muestran una marcada eutrofización (Koprio et al., 2012; Izaguirre et al., 2015; Cony et al., 2016). Teniendo en cuenta globalmente los valores de los índices calculados de acuerdo a Carlson (1983) Puan podría clasificarse como eutrófica, mientras que La Salada sería un cuerpo de agua meso-eutrófico.

5. Conclusión

Las lagunas de Puan y La Salada presentan características particulares y distintivas. En comparación, Puan responde modificando sus características morfométricas de manera inmediata ante un evento de precipitación extremo. Mientras que la intervención del hombre en La Salada, mediante un canal de regulación de entrada de agua, sería la causa por la que este cuerpo de agua no responde, al menos, de manera inmediata en sus características morfométricas y limnológicas a los períodos pluviométricos alternantes. Este hecho impide que sea considerado La Salada como “centinela” o indicador de la variabilidad climática.

Por otro lado, las diferencias significativas en las variables fisicoquímicas halladas entre estas dos lagunas (conductividad, nutrientes, tendencia a la eutrofización y clorofila *a*) son de relevancia para el estudio ecológico de las comunidades planctónicas que podrían alojar cada una de ellas. En particular la alta conductividad de La Salada sin estar sujeta a períodos de sequía, la convierten en un ambiente extremo.

CAPÍTULO 4
COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DEL FITOPLANCTON DE DOS LAGUNAS PAMPEANAS
(PUAN Y LA SALADA)

1. Introducción

El fitoplancton comprende los organismos fotosintéticos microscópicos adaptados a vivir parcial o totalmente en la columna de agua tanto de la zona litoral como en la pelágica (Reynolds, 2006). Su principal función ecológica es la producción primaria que corresponde a la base de la trama trófica acuática (Díaz et al., 2007). Estas microalgas son fundamentales para mantener el equilibrio del planeta, ya que influyen en gran parte en la dinámica del dióxido de carbono en los océanos y son indispensables para la vida en los sistemas acuáticos.

Según Margalef (1983) la estructura de las comunidades fitoplanctónicas puede ser empleada como un buen indicador de los cambios en la calidad de agua, ya que los organismos actúan como indicadores muy sensibles a las propiedades del medio en el que se encuentran. Por lo tanto, en función del fitoplancton se puede determinar el estado trófico en períodos recientes de un sistema léntico. Por ser indicadores biológicos, se pueden emplear índices con base en su composición y abundancia que indican la condición de los ambientes acuáticos.

Algunas especies y entre ellas algunas del grupo de las cianobacterias, pueden formar estados de resistencia que permanecen en el sedimento a la espera de condiciones ambientales favorables para desarrollar, en ocasiones, crecimientos masivos posteriores (Reynolds, 1984, 1997; Willén & Mattsson, 1997). Existen diversos estudios en los que se ha descrito un reclutamiento activo y selectivo de las cianobacterias desde el sedimento hacia la columna de agua, con una importante influencia sobre la dinámica de sus poblaciones planctónicas (Head et al., 1999; Stahl- Delbanco et al., 2003; Verspagen et al., 2005). El éxito de las cianobacterias sobre otros grupos algales del fitoplancton en estos sistemas parece estar relacionado con su adaptación a bajas intensidades luminosas; escasas concentraciones de CO₂, pH altos, a una baja relación del cociente entre el nitrógeno y fósforo, al reclutamiento desde el sedimento y a la producción de toxinas (Reynolds, 1984; Scheffer et al., 1997; Havens et al., 1998; Dokulil & Teubner, 2000; Huszar et al., 2000; Aboal et al., 2002; Van de Bund et al., 2004). Los lagos someros de todo el mundo suelen evidenciar una disminución de la diversidad fitoplanctónica con el aumento de la concentración de nutrientes (Huszar et al., 1998; Jeppesen et al., 2000; Cheung et al., 2013) y el aumento floraciones de cianobacterias.

Por otro lado, la taxonomía y filogenia de los grupos algales ha sufrido, en las últimas décadas, cambios drásticos producto de la inclusión de atributos moleculares. Es así como se han generado y

todavía se están produciendo cambios en la nomenclatura taxonómica clásica de algunos grupos, tanto a nivel jerárquico superior como inferior (i.e. género). El estudio de las comunidades fitoplanctónicas tradicionalmente se ha realizado utilizando una aproximación filogenética. En los últimos años se ha comenzado a utilizar sistemas alternativos de clasificación como el propuesto por Reynolds (1997) basado en grupos funcionales. En este sistema de clasificación los grupos son polifilogenéticos y el criterio de agrupamiento se basa en aspectos fisiológicos, morfológicos y ecológicos de las algas. Una de las clasificaciones funcionales más usadas en la ecología del fitoplancton es la de Reynolds et al. (2002). Los autores proponen 31 grupos funcionales de fitoplancton en base a su morfología, estrategias de supervivencia y la tolerancia y/o sensibilidad a factores ambientales; este trabajo ha sido revisado y actualizado por Padisak et al. (2009). Posteriormente, Kruk et al. (2010) propusieron un sistema de clasificación propio, basado en la morfología y función con criterios ecológicos, logrando la independencia de las consideraciones taxonómicas para aquellas especies en las que los rasgos fisiológicos son desconocidos o bien no son fácilmente determinados. Otra clasificación funcional es la de Salamaso & Padisak (2007), en la cual los grupos se establecen de acuerdo a un sistema dicotómico, que contempla aspectos morfológicos y funcionales de los principales grupos filogenéticos en el fitoplancton. Todos estos autores afirman que la utilización conjunta de ambos sistemas de clasificación (filogenético y funcional) resulta complementaria e interesante para profundizar en el estudio de la ecología del fitoplancton de los lagos pocos profundos.

Existen numerosos antecedentes del fitoplancton de las lagunas de la Región Pampeana, entre los que se destacan los trabajos de Guarrera (1968); Echenique (2001); Parodi et al. (2005); Fernández et al. (2009) en el Dique Paso Piedras. Los primeros trabajos ecológicos en abordar en forma comparativa (lagunas claras y turbias) a esta comunidad fueron los de Izaguirre y Vinocur (1994 a y b, Izaguirre et al., 2012). Otras investigaciones analizaron en forma comparativa distintas lagunas de la región con otros aspectos de la comunidad fitoplanctónica, tales como la productividad primaria y la estructura del picoplancton autotrófico (Allende, 2009; Silvoso, 2010). Posteriormente, Izaguirre et al. (2012), analizaron la diversidad funcional de los distintos tipos de lagunas de la región comparando las tres clasificaciones funcionales anteriormente mencionadas; en este trabajo se concluye que, aunque existen diferencias de sensibilidad entre las clasificaciones, todas ellas son adecuadas para caracterizar los principales tipos de lagunas de las regiones turbias orgánicas, turbias inorgánicas y claras vegetadas.

Varios trabajos se han enfocado principalmente en el estudio del fitoplancton de una de las principales lagunas de la región (Chascomús). En particular, Torremorell et al. (2007) analizaron las variaciones en un gran número de parámetros fisicoquímicos a lo largo de un ciclo anual y sugieren

que esta laguna se encontraría principalmente limitada por luz. Posteriormente Torremorell et al. (2009) se han centrado en el estudio de la producción primaria y densidad fitoplanctónica durante un ciclo anual y lo relacionaron con parámetros ópticos.

En la edición especial de la revista *Hydrobiologia* (2015) dedicada a las lagunas pampeanas, se abordan diferentes trabajos sobre el fitoplancton de diferentes cuerpos de agua de la región (de Tezano Pintos et al., 2015; Iachetti et al., 2015; Izaguirre et al., 2015; O' Farrel et al., 2015; Sanchez et al., 2015). Sin bien mucho de los trabajos previos han analizado profundamente las comunidades fitoplanctónicas de lagunas con diferentes regímenes (claras y turbias), existen escasos antecedentes de estudios que analicen el comportamiento del fitoplancton en lagunas, dentro de la misma región, pero con salinidades muy distintas. La alta concentración de sales de La Salada, la convierte en un interesante sistema para la comparación con otras lagunas.

Por lo tanto y en este contexto, el objetivo de este capítulo fue caracterizar y comparar la estructura y dinámica temporal fitoplanctónica de las dos lagunas que son el foco de estudio en esta Tesis (Puan y La Salada). Se analizó abundancia y biomasa de los grandes grupos y las especies representativas de cada uno de ellos, y se evaluó la presencia de especies potencialmente tóxicas. Además de los criterios taxonómicos tradicionales, se utilizó una clasificación de grupos funcionales fitoplanctónicos para un análisis ecológico y funcional de estas dos lagunas.

2. Método de Trabajo

2.1. Muestreos

Los muestreos de fitoplancton se realizaron en la Laguna de Puan desde abril 2014 hasta julio 2016 y en La Salada fueron desde octubre de 2012 hasta abril 2015 con una periodicidad aproximada de 20 días. En ambas lagunas las muestras fueron tomadas en un sitio central en la zona más profunda. Desde la embarcación se tomaron muestra de agua subsuperficial con botellas limnológicas.

2.2. Análisis Cualitativo del fitoplancton

Las muestras para el análisis cualitativo del fitoplancton se tomaron a una profundidad de 0,5 m con red de plancton de 17 μm de apertura de malla. Una parte de cada muestra se fijó con formaldehído al 4% y la otra se mantuvo sin fijar para la observación de los organismos vivos. Estas muestras se analizaron bajo microscopio óptico (Olympus BX40F4). Para la determinación específica de las Bacillariophyceae (diatomeas), las muestras fueron oxidadas en caliente con peróxido de hidrógeno al 30% y luego se lavaron con agua destilada (Battarbee, 1986) y se

realizaron preparados permanentes utilizando la resina Naphrax como medio de montaje. Las determinaciones se llevaron a cabo consultando bibliografía especializada para cada grupo.

2.3. Análisis Cuantitativo del fitoplancton

Las muestras destinadas al análisis cuantitativo se tomaron con botella de plástico de 250 ml y se fijaron con solución Lugol 1% acidificado. Se conservaron a 4°C en oscuridad. Para la cuantificación de las microalgas se aplicó el método de Utermöhl (1958). Las muestras se homogeneizaron agitándolas suavemente 10 veces y se colocaron en cámaras de sedimentación de 5 y 10 ml, según la densidad de cada muestra en cada laguna y se dejaron sedimentar por un período de 24 horas. Las muestras se contaron con un microscopio invertido Wild bajo un aumento de 400 X. Los recuentos se realizaron con un error estimado menor al 20%. La unidad de expresión de los resultados fue la individuos por mililitro (ind/ml) de acuerdo a Ibelings et al. (1998) y Søballe & Kimmel (1987).

2.4. Frecuencia de ocurrencia (%)

La frecuencia de ocurrencia se calculó de acuerdo con Lobo & Leighton (1986), utilizando la siguiente fórmula:

$$F = Pa/P \times 100$$

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

P = número total de muestras

Se consideraron especies constantes a aquellas donde $F > 50\%$, comunes cuando $10\% > F < 50\%$ y raras cuando $F < 10\%$. Siguiendo el criterio de Lobo & Leighton (1986), se consideraron especies abundantes a aquellas cuya densidad/biovolumen fue superior a la densidad/biovolumen medio de la muestra, especies dominantes a aquellas cuya densidad/biovolumen se encontró por encima del 50% de la densidad/biovolumen total de la muestra y especies descriptoras a aquellas que fueron dominantes o abundantes en al menos un muestreo considerando el biovolumen y/o la densidad.

2.5. Estimación de la biomasa fitoplanctónica a partir de los biovolúmenes

Los biovolúmenes se calcularon como la media aritmética de un mínimo de 20 ejemplares las especies fueron aproximadas a formas geométricas conocidas (esferas, cilindros, conos, paralelepípedos, etc.) y los valores se obtuvieron en las unidades $\mu\text{m}^3/\text{ml}$. Las mediciones de las dimensiones lineares se realizaron bajo microscopio óptico Nikon Eclipse 80i con una

magnificación de 40 X y 1000X (Hillebrand et al., 1999; Sun & Liu, 2003). La biomasa algal se calculó multiplicando la densidad de cada especie por su respectivo volumen celular (μm^3). La biomasa se estimó asumiendo la densidad de las algas cercana a la del agua 1 g/cm^3 . La biomasa final de fitoplancton se llevo a mg/L .

2.6. Índices de diversidad

La diversidad específica es un atributo de las comunidades biológicas que resulta de la expresión de dos componentes, el primero de ellos es el número de especies presentes en la comunidad y se denominado riqueza de especies. El segundo componente es la equitabilidad (o equitatividad) y describe cómo se distribuye la abundancia (e.g. el número de individuos, biomasa, cobertura, etc.) entre las especies que integran la comunidad. Numerosos índices han sido propuestos para caracterizar la riqueza de especies y la equitabilidad. Los índices que combinan tanto la riqueza de especies como la equitabilidad en un solo valor se denominan índices de diversidad. Entre los índices de diversidad más ampliamente utilizados se encuentran: índice de Simpson (D), y el índice de Shannon-Wiener (H'). Para cuantificar el componente de equitabilidad de la diversidad se utiliza comúnmente el índice de Pielou.

2.6.1. Dominancia (D) (Simpsons, 1949)

Este fue el primer índice de diversidad usado en ecología y puede interpretarse como la probabilidad de obtener dos individuos de la misma especie cuando se saca dos individuos al azar de la comunidad estudiada. Tiene un mínimo en 0 y un máximo en 1. Se considera un índice de dominancia dada la importancia que se le da a las especies más abundantes. Se utilizó la siguiente fórmula:

$$D = \sum p_i^2$$

2.6.2. Diversidad (H') de Shannon -Wiener (Shannon y Weaver, 1949)

Este índice se basa en la teoría de la información, mide el contenido de información por individuo en muestras obtenidas al azar, proveniente de una comunidad relativamente grande de la que se conoce el número total de especies S. También puede considerarse este índice como una medida de la incertidumbre para predecir a qué especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una muestra de S especies y N individuos. Shannon asume que todas las especies están representadas en las muestras y que todos los individuos fueron muestreados al azar. Puede adquirir valores entre cero (0) cuando hay una sola especie y el logaritmo de S cuando todas las especies

están representadas por el mismo número de individuos. Este índice puede verse fuertemente influenciado por las especies más abundantes.

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i$$

Donde:

$$p_i = n_i/n$$

n_i = número total de individuos de cada taxón

n = número total de individuos en la muestra

2.6.3. Equitatividad (E) (Pielou, 1969)

Si todas las especies en una muestra presentan la misma abundancia el índice de equitatividad debería ser máximo y, por lo tanto, debería decrecer tendiendo a cero a medida que las abundancias relativas se hagan menos equitativas. Hurlbert (1971) destacó que todos los índices de equitatividad mantendrían esta propiedad si son expresados como:

$$E = H'/H'_{\max}$$

Donde:

H' : índice de diversidad de Shannon

H'_{\max} : máxima diversidad teórica ($H'_{\max} = \ln S$). Donde S es el número de especies presentes en la muestra.

2.7. Grupos funcionales

Las especies descritas en el análisis cualitativo fueron clasificadas en grupos funcionales de acuerdo al criterio de Reynolds et al. (2002). Esta clasificación se basa en agrupar las especies en términos de estrategias adaptativas y no por sus características filogenéticas. Según este esquema el fitoplancton se agrupa en 31 grupos funcionales basados en su morfología, sus estrategias de supervivencia y la tolerancia y/o sensibilidad a factores ambientales (Anexo 1). La clasificación de Reynolds et al. (2002) fue revisada por Padisak et al. (2009), por lo tanto se consideraron los criterios utilizados en ambos trabajos.

2.8. Análisis estadísticos

Con el fin de profundizar el análisis de las variaciones temporales en los grupos funcionales de la comunidad fitoplanctónica de ambas lagunas se aplicaron técnicas estadísticas multivariadas de

ordenamiento (Kruskal y Wish, 1978; Clarke y Warwick, 1994). Partiendo de una matriz con valores de abundancia de las especies fitoplanctónicas clasificadas en grupos funcionales y luego de la aplicación de la transformación por raíz cuadrada y el índice de similitud de Bray-Curtis, se buscó determinar similitudes y disimilitudes entre fechas de muestreos y estaciones. El análisis de ordenamiento puede dar como resultado una gráfica de dispersión en la que cada muestra está representada por un punto, las distancias entre puntos están relacionadas con las disimilitudes en la abundancia y composición de especies entre pares de muestras (en el caso que se use un escalamiento multidimensional (MDS) o un dendrograma en el que las muestras se enlazan en grupos jerárquicos según su similitud (técnica de cluster). Una medida de bondad de ajuste de estas técnicas de ordenación es determinada por el valor de estrés. Un factor de bajo estrés ($<0,2$) corresponde a una buena ordenación sin perspectivas reales de una interpretación engañosa, siendo para un valor $<0,1$ una mejor representación el MDS y para valores entre $0,1$ y $0,2$ una mejor representación el cluster (Clarke y Warwick, 1994). El análisis de una vía de la similitud (ANOSIM, Clarke y Warwick, 1994) se utilizó para determinar la relevancia estadística de la variación estacional sobre la estructura de los grupos funcionales fitoplanctónicos. Se utilizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER, Clarke, 1993) para observar el porcentaje de contribución de cada grupo funcional a las similitudes dentro de un grupo dado o a las diferencias entre los grupos de muestras. Se decidió utilizar los grupos funcionales para este análisis (y no un criterio taxonómico) debido a la importante información que otorga esta clasificación en el análisis del rol ecológico del fitoplancton y su sucesión temporal. Estos análisis multivariados se realizaron con el software PRIMER V6.

3. Resultados

3.1. Contribución a la abundancia de los principales grupos de fitoplancton

Las abundancias relativas de cada uno de los principales grupos de fitoplancton en la laguna de Puan se muestran en la Figura 1, los grupos fitoplanctónicos más importantes de esta laguna fueron: Cianobacterias, Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta y Dinophyta. Durante el período analizado, esta laguna estuvo representada mayormente por diatomeas en término de ocurrencia durante el período de estudio, pero en términos de abundancias las cianobacterias representaron el 70% del total. Aunque este grupo mostró una mayor frecuencia de aparición entre diciembre 2015 y abril 2016, no fue el grupo más abundante todo el período.

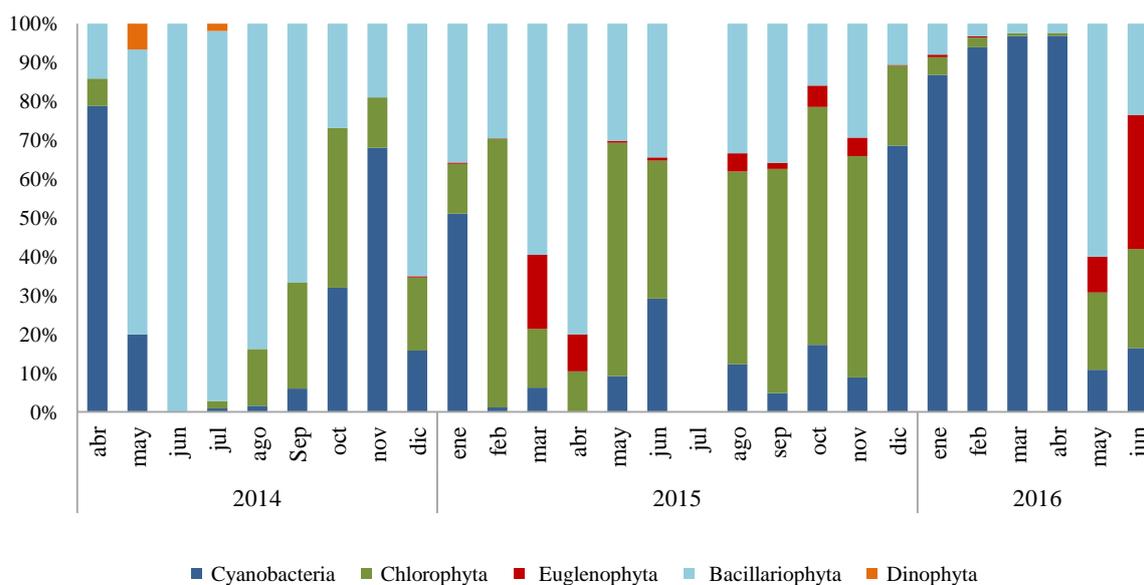


Figura 1. Variación mensual de la contribución relativa (%) de cada grupo taxonómico a la abundancia total de fitoplancton en la Laguna de Puan.

En La Salada, los grupos fitoplanctónicos más importantes fueron: Cianobacterias, Chlorophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta y Dinophyta. El grupo Chrysophyta fue el grupo más importante en términos de abundancia y ocurrencia representando el 80% del total del fitoplancton durante todo el período analizado en La Salada. En particular las especies del género *Ochromonas* fueron dominantes. El siguiente grupo en relevancia fue el de las diatomeas, con una contribución al total de 14 % y la especie mejor representada fue *Cyclotella choctawhatcheeana*. Por su parte, las Chlorophyta aportaron el 3% y las Cryptophytas 2%. El resto de los grupos contribuyeron en menos del 1 % al total del fitoplancton contabilizado. La dinámica temporal de la contribución de estos grupos durante el período de estudio en La Salada se muestra en la Figura 2.

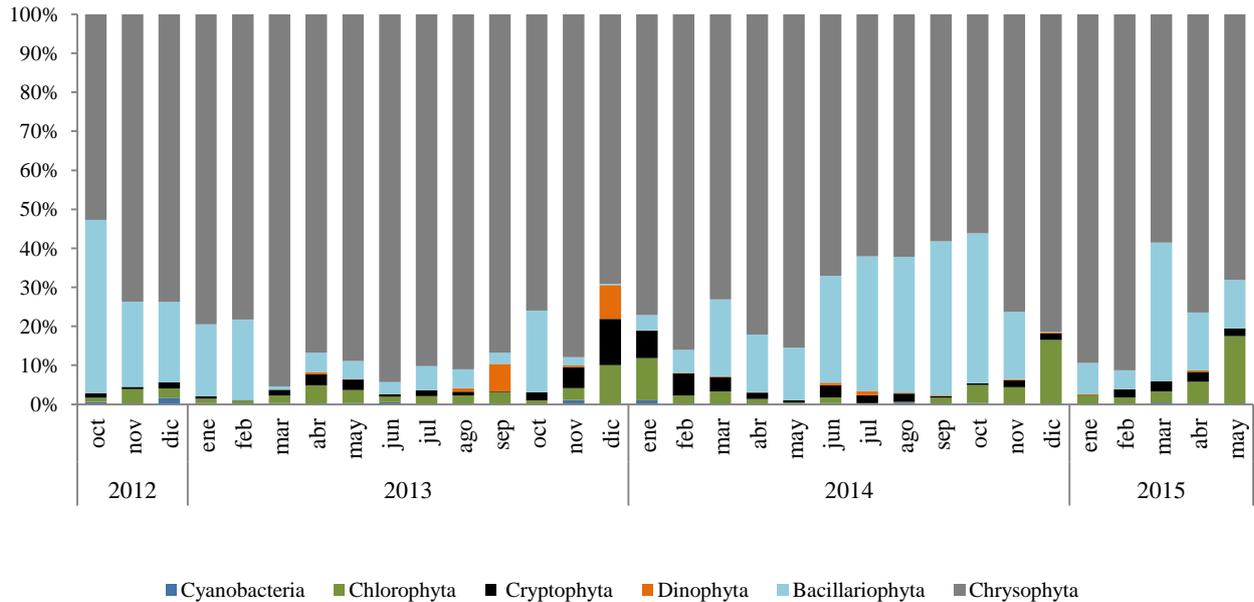


Figura 2. Variación mensual de la contribución relativa (%) de cada grupo taxonómico a la abundancia total de fitoplancton en La Salada.

3.2. Dinámica temporal de la abundancia y composición de los principales taxones de fitoplancton durante el ciclo estudiado.

Laguna de Puan

En la laguna de Puan se identificaron 51 taxones pertenecientes a los grupos: Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta y Dinophyta. El mayor número de taxones (28) correspondió a las Bacillariophyta, el siguiente grupo de importancia en cuanto a número de taxones fueron las Chlorophyta.

La dinámica temporal de las abundancias (ind/ml) del fitoplancton en la Laguna de Puan, mostró grandes diferencias entre los años estudiados (Figura 3). Al comienzo del estudio la laguna se caracterizó por bajas abundancias en todos los grupos fitoplanctónicos, siendo las diatomeas el grupo mejor representado, pero con valores extremadamente bajos. Durante 2015 las abundancias aumentaron y en los meses de abril y septiembre se registraron valores por encima de los 10.000 ind/ml, el máximo fue en abril que se registró 16300 ind/ml de abundancia total, representado en su mayoría por diatomeas, clorofitas y euglenofitas. El año 2016 presentó abundancias totales marcadamente mayores que los dos años anteriores, registrándose el pico máximo del año y de todo el período en abril 2016 (54960 ind/ml) durante los meses de febrero, marzo y abril las abundancias totales estuvieron principalmente representadas la especie *Microcystis aeruginosa*.

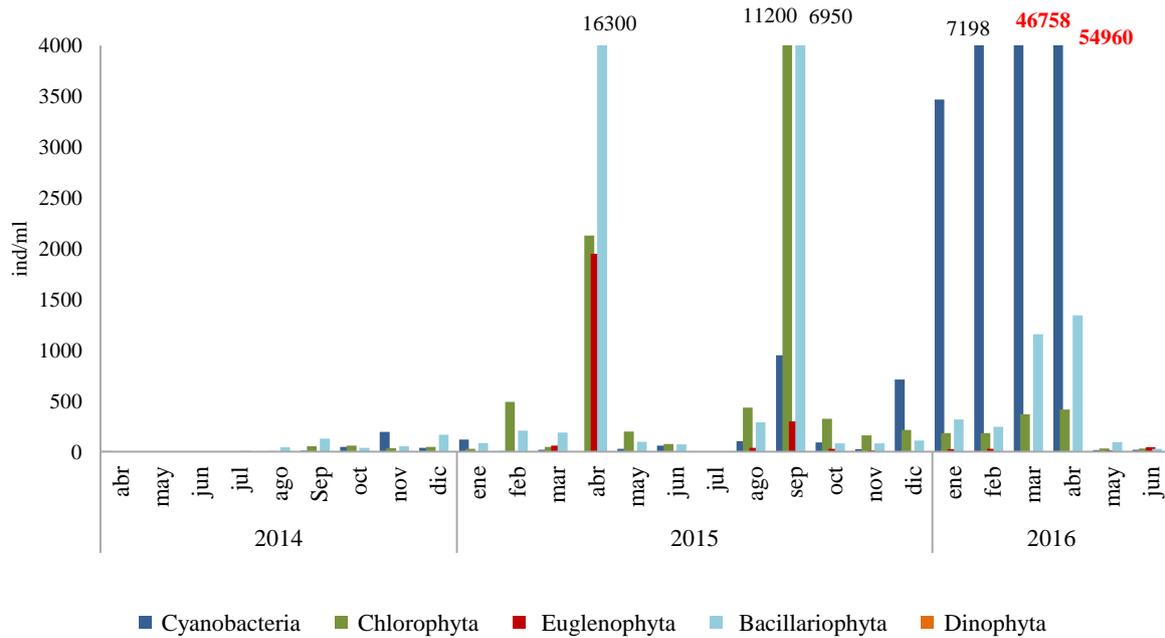


Figura 3. Dinámica mensual de la abundancia total de los grupos fitoplanctónicos presentes en la Laguna de Puan (abril 2014-junio 2016).

Entre las especies identificadas durante 2014, se destacan: *Schroederia indica*, *Synechocystis septentrionalis*, *Campylodiscus clypeus* y *Surirella striatula* estas dos últimas son diatomeas de gran tamaño (> 30µm) (Figura 4).



Figura 4. Bacillariophyta de la Laguna de Puan. A, B y C: *Campylodiscus clypeus* D, E y F: *Surirella striatula* (escala 10 µm).

Durante 2015, se observó una importante cantidad de individuos del grupo Euglenophyta (1950 ind/ml). Se identificaron las especies *Euglena* sp. y *Phacus orbicularis* (Figura 5).

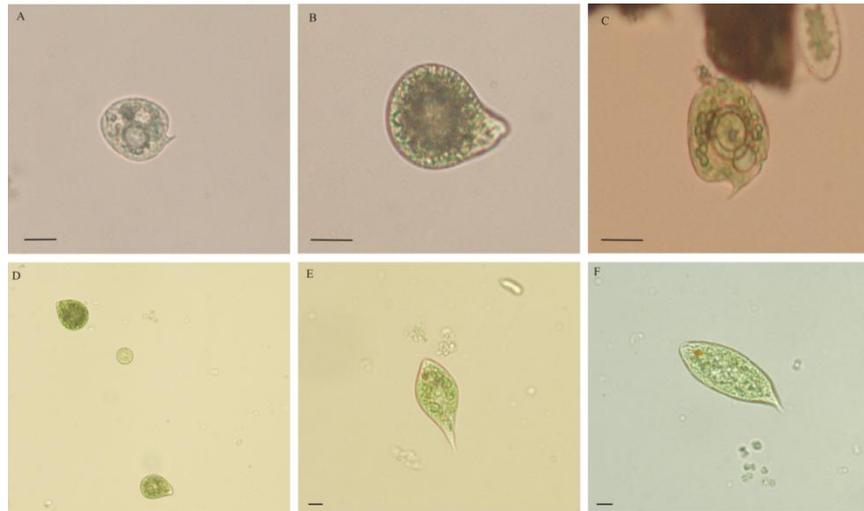


Figura 5. Euglenophytas de la Laguna de Puan. A, B, C y D: *Phacus orbicularis* E y F: *Euglena* sp. (escala 20 μm).

El fitoplancton del año 2016 se caracterizó por una importante presencia de la especie *Microcystis aeruginosa* (Figura 6) perteneciente al grupo de las Cianobacterias. Las abundancias de esta especie superaron los 40.000 ind/ml, siendo abril el mes con mayor abundancia durante ese año y de todo el período analizado (54960 ind/ml).

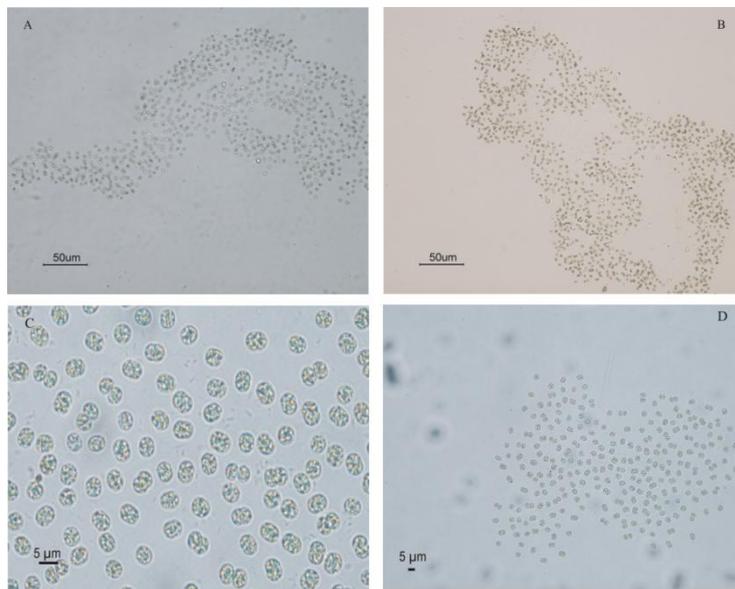


Figura 6. *Microcystis aeruginosa* en la Laguna de Puan durante abril 2016. A, B y D: Detalle de las colonias y C: detalle de las células.

Laguna La Salada

En La Salada se identificaron un total de 42 taxones, pertenecientes a los grupos: Cyanobacteria, Chlorophyta, Cryptophyta, Chrysophyta, Bacillariophyta y Dinophyta. La dinámica temporal de la abundancia de fitoplancton en la Laguna La Salada, no mostró diferencias marcadas entre los años estudiados y las abundancias totales fueron altas en comparación con lo registrado en Puan. El grupo dominante fueron las Chrysophyta, dominadas por las especies del genero *Ochromonas* en términos de abundancia y aparición, sobre el resto las de las especies determinadas. Los picos de estas especies y en consecuencia del total de abundancias, fueron detectados en meses con temperaturas mas bajas. En junio 2013 superó los 130.000 ind/ml (135.747 ind/ml) y en mayo 2014 la densidad fue 102.136 ind/ml (Figura 7).

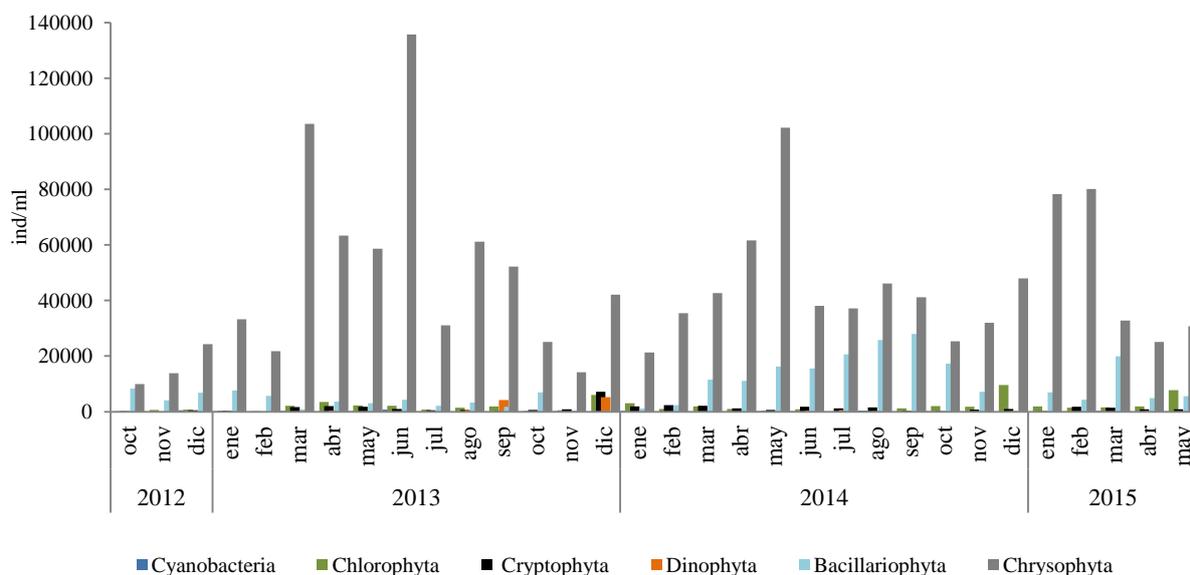


Figura 7. Dinámica temporal de los grupos fitoplanctónicos presentes en la laguna La Salada (octubre 2012- mayo 2015).

El mayor número de taxones correspondió a los grupos Bacillariophyta y Chrysophyta, los taxones del grupo de las Bacillariophyta, que no pudieron ser identificados a nivel específico se presentan a nivel genérico. El taxón mejor representado representado fue *Ochromonas* spp. (Chrysophyceae). (Figura 8). El 95% de la abundancia total del fitoplancton de esta laguna. La especie *Cyclotella choctawhatcheana* (Bacillariophyceae) fue la diatomea más ampliamente representada durante el período estudiado y la segunda en términos de abundancia, dado que tiene

un tamaño pequeño (8-10 μ m) fue identificada a nivel específico gracias a la observación por medio de imágenes obtenidas con microscopio óptico de barrido (Figura 9).

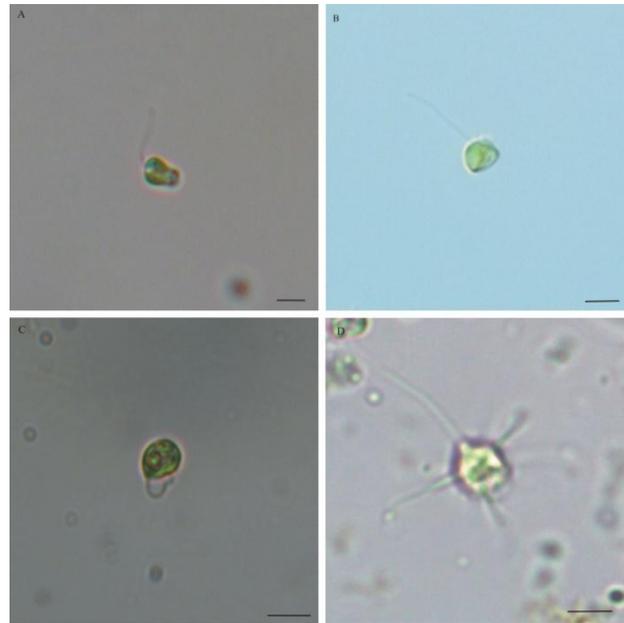


Figura 8. Chrysophyta de la Laguna La Salada. A, B Y C: Especies del genero *Ochromonas*. D: *Chrysamoeba* sp. Escala: 5 μ m.

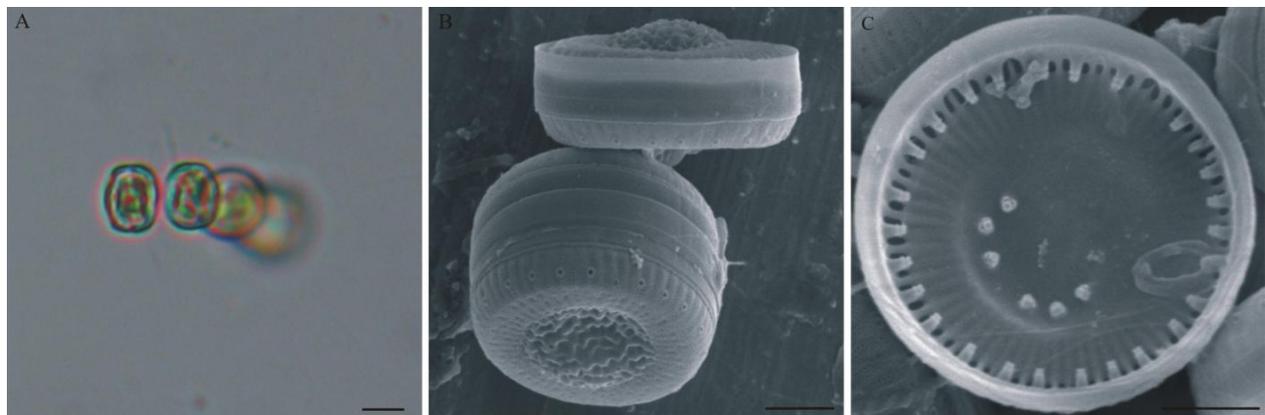


Figura 9. *Cyclotella choctawhatcheeana* en La laguna La Salada. A: células en cadena, imagen de microscopios óptico (escala 5 μ m) . B y C: detalle de las células en imagen de microscopio electrónico de barrido (escala 2 μ m).

La dinámica temporal de las dos especies más abundantes (*Ochromonas* spp. y *Cyclotella choctawhatcheeana*) y las abundancias totales, en La Salada durante el período de estudio se muestran en la Figura 10.

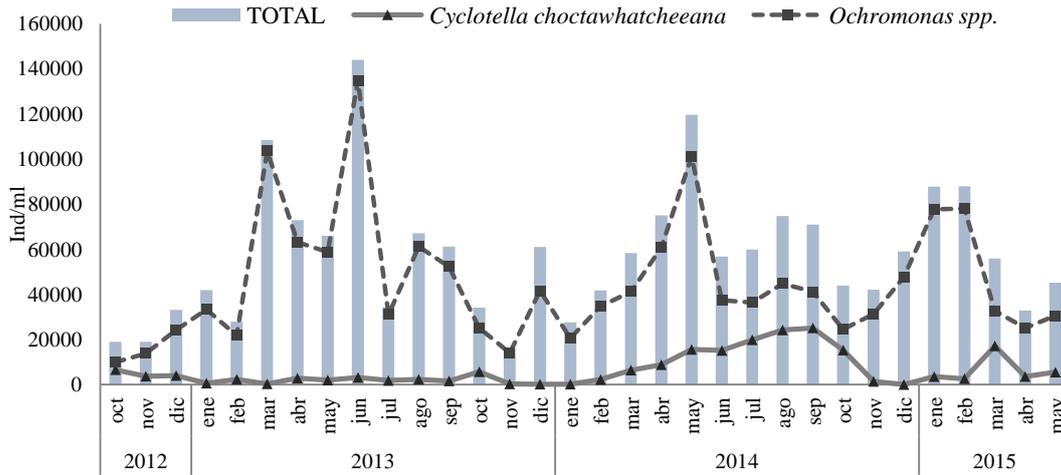


Figura 10. Contribución de las especies del género *Ochromonas* y *Cyclotella choctawhatcheeana* en la abundancia total de fitoplancton en la laguna de La Salada (octubre 2012 a mayo 2015).

3.3. Biomasa fitoplanctónica a partir de los biovolúmenes

La dinámica temporal de la biomasa fitoplanctónica obtenida a partir del biovolumen en la Laguna de Puan se observa en la Figura 11. Los valores más altos registrados durante el período de estudios fueron abril y septiembre 2015. En ambos meses la biomasa estuvo representada en su mayoría por especies de Euglenophyta (*Phacus orbicularis* y *Euglena* sp.) la gran contribución a la biomasa de estas especies está dada por su tamaño.

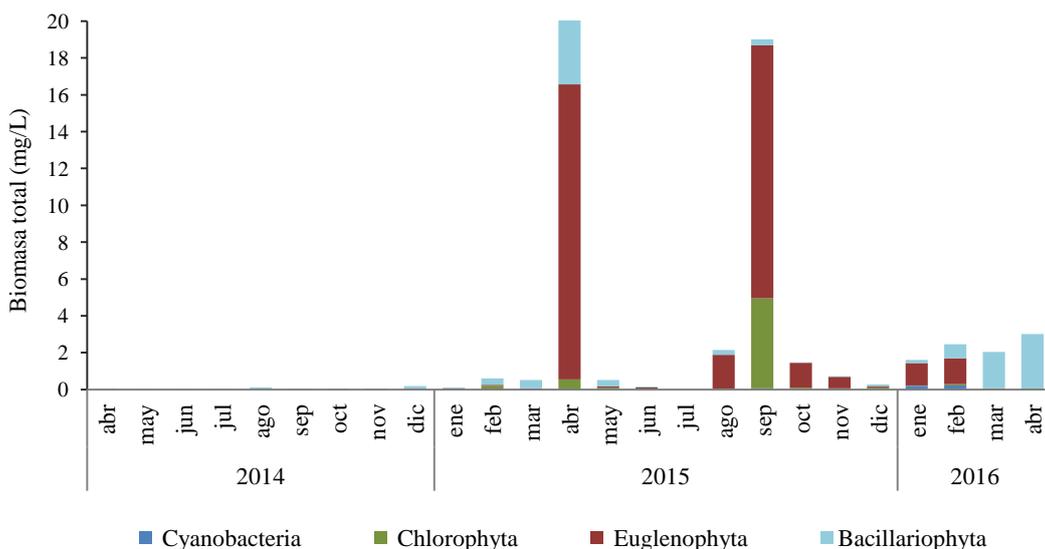


Figura 11. Dinámica temporal de la biomasa fitoplanctónica en Puan.

En La salada, la dinámica temporal de la biomasa fitoplanctónica (Figura 12) tiene una tendencia similar a las abundancias, excepto para el mes de diciembre 2013, donde se registró el máximo de

biomasa del período analizado. Este máximo estuvo dado por la presencia de Cryptophyta (*Cryptomonas ovata*) y Dinophyta (*Scrippsiella saladensis*) especies que superan los 20 µm.

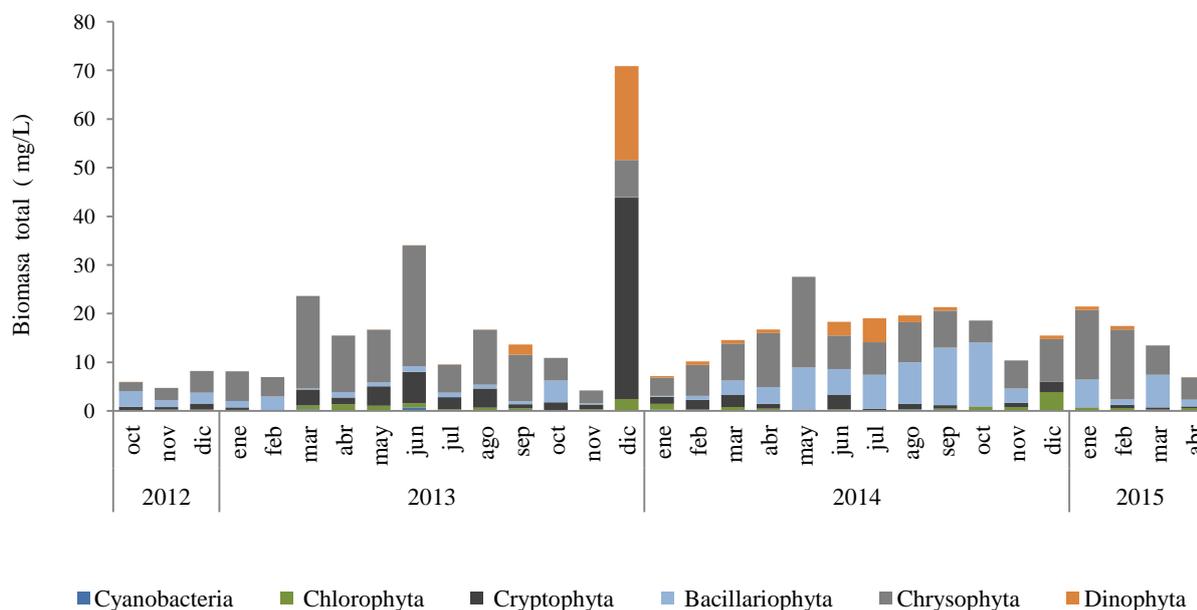


Figura 12. Dinámica temporal de la biomasa fitoplanctónica en La Salada.

3.4. Índices de Diversidad

Se compararon los índices de Shannon-Wiener, Simpson y Pielou para las lagunas Puan (Figura 13) y La Salada (Figura 14). Se registraron diferencias en cuanto a la diversidad y equitatividad de cada uno de estos cuerpos de agua. En Puan, la diversidad tuvo valores dentro del rango (0-4) mientras que en La Salada se registraron valores de diversidad más bajos siendo entre 0-1,8 (Figura 14), el índice de Simpson en Puan tuvo un máximo en marzo 2014 (0,94) y un mínimo en abril 2016 (0,10), mientras que en La Salada los valores de este índice no mostraron un marcado cambio entre los meses, registrándose el máximo en abril 2013 (0,75) y el mínimo en octubre 2012 (0,4).

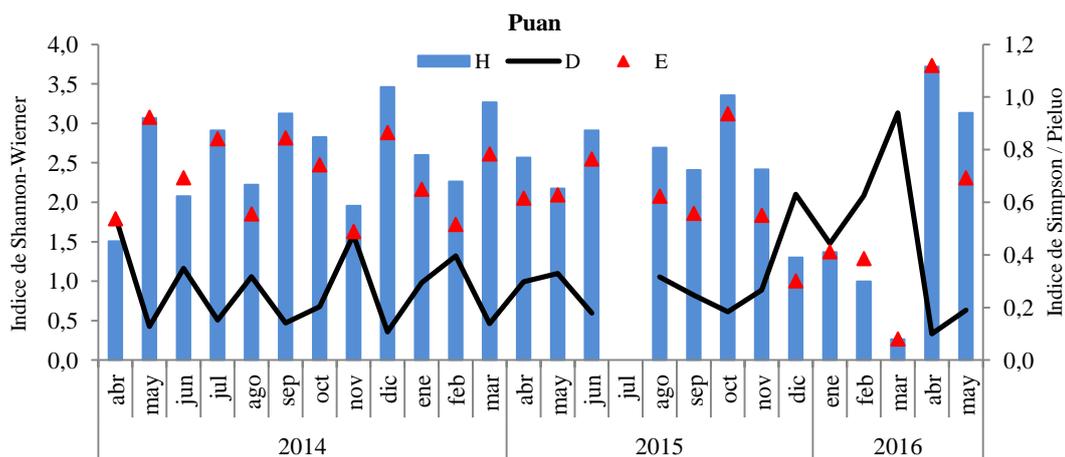


Figura 13. Indice de diversidad Shannon-Wierner (H, barras) Simpson (D, línea) y Pielou (E, triángulos). En Puan.

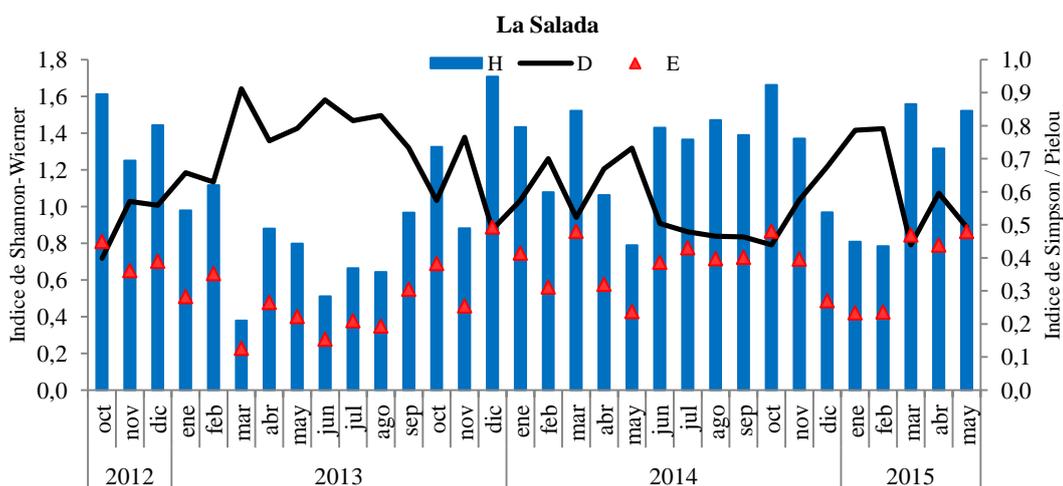


Figura 14. Indice de diversidad Shannon-Wierner (H, barras) Simpson (D, línea) y Pielou (E, triángulos) en La Salada.

3.5. Determinación de los grupos funcionales

A continuación se presentan los taxones identificados en la Laguna de Puan (Tabla 1) y en La Salada (tabla 2) y su clasificación funcional.

Tabla 1. Taxones determinados, porcentaje de aparición F (%) y grupo funcional de la Laguna de Puan durante abril 2014 y julio 2016. (*) Taxones que fueron detectados sólo en el análisis cualitativo.

TAXON	F (%)	Grupo Funcional
<i>Aphanotheses</i> sp.	3,7	K
<i>Calothrix</i> sp.	7,4	S2
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	11,1	X1
cf. <i>Dolichospermum</i>	7,4	S_N
<i>Microcystis aeuroginosa</i> (Kützing) Kützing	25,9	M
<i>Microcystis smithii</i> Komárek & Anagnostidis	3,7	L_M
<i>Synechocystis septentrionalis</i> Skuja	74,1	X2
cf. <i>Anabaena</i>	3,7	Sn
<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont	14,8	R
<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek	11,1	J
<i>Botryococcus</i> sp.	3,7	F
<i>Chlorella ellipsoidea</i> Gerneck	40,7	X1
<i>Chlamidomona</i> sp.	3,7	Y
cf. <i>Closterium</i>	7,4	P
<i>Coccomonas</i> sp.	29,6	G
<i>Desmatractum obtusum</i> Pascher	14,8	N
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	7,4	X1
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	55,6	F
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	*	J
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	*	J
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	*	F
<i>Rhizoclonium</i> sp.	*	
<i>Schroederia indica</i> Philipose	74,1	X1
<i>Spirogyra</i> sp.	*	T
<i>Staurastrum planctonicum</i> Teiling	*	N
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák	14,8	J
<i>Phacus orbicularis</i> K.Hübner	51,9	W1
<i>Euglena</i> sp.	14,8	W1
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	*	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	37	P
<i>Campylodiscus clypeus</i> (Ehrenberg) Ehrenberg ex Kützing	11,1	MP
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmermann	25,9	B
<i>Cyclotella menenguiniana</i> Kurz.	92,6	C
<i>Cyclotella</i> sp.	*	C
Central (8µm)	51,9	C
<i>Cymbella</i> sp.	59,3	MP
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	11,1	MP
<i>Cymbopleura</i> sp.	3,7	MP
<i>Craticula</i> sp.	74,1	P
<i>Denticula</i> sp.	7,4	P
<i>Diploneis</i> sp.	3,7	MP
<i>Ephitemia</i> sp.	11,1	MP

<i>Encyonema</i> sp.	29,6	MP
cf. <i>Frustulia</i>	*	
<i>Gyrosigma</i> (8 µm)	3,7	MP
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	3,7	J
<i>Fragilaria unisia</i>	3,7	P
cf. <i>Mastogloia</i>	*	
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	*	
<i>Navicula</i> sp. (5 µm)	51,9	P
<i>Navicula</i> sp. (8-10 µm)	59,3	P
<i>Navicula</i> sp. (20 µm)	51,9	P
<i>Navicula</i> sp. <i>Tipo cymbopleira</i> 20	7,4	
<i>Nitzschia acicularia</i> (Kützing) W.Smith	7,4	D
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	81,5	D
<i>Nitzschia</i> sp. (50 µm)	3,7	D
<i>Nitzschia</i> sp. (140 µm)	14,8	D
<i>Pinnularia</i> sp.	3,7	MP
<i>Pleurosigma</i> sp.	11,1	MP
<i>Staurophora</i> sp.	11,1	MP
<i>Surirella striatula</i> Turpin	66,7	MP
<i>Tryblionella</i> sp.	3,7	MP
<i>Diatomea pennada</i> sp. (100 µm)	*	MP
<i>Diatomea pennada</i> sp.	*	MP
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	*	L_M
Gimnodinal	3,7	L₀
<i>Peridinium</i> sp.	3,7	L₀

Tabla 2. Taxones determinados, porcentaje de aparición F (%) y grupo funcional de la Laguna La Salada durante octubre 2012 y mayo 2015. (*) Taxones que fueron detectados sólo en el análisis cualitativo.

TAXON	F (%)	Grupo Funcional
<i>Aphanocapsa</i> sp.	21,9	K
<i>Aphanothece</i> sp.	34,4	K
<i>Chroococcus turgidus</i> (kützing) Nägeli	34,4	X1
<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli	6,3	X1
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	*	L₀
<i>Johannesabaptistia pellucida</i> (Dickie) W.R.Taylor & Drouet	*	H2
<i>Merismopedia hyalina</i> (Ehrenberg) Kützing	9,4	L₀
<i>Synechocystis</i> sp.	*	X2
<i>Woronichinia</i> sp.	*	L₀
<i>Closterium</i> sp.	*	P
<i>Chlorella</i> sp.	18,8	X1
<i>Micrasteria</i> sp.	*	F
cf. <i>Golenkinia radiata</i>	*	J

<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	68,8	X1
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	87,5	F
<i>Oocystis</i> sp.	*	F
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont	*	R
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	*	J
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	6,3	F
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek	*	J
<i>Sphaerocystis</i> sp.	*	
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	75,0	Y
<i>Plagioselmis</i> cf. <i>lacustris</i> Lemmermann	93,8	X2
<i>Achnanthes</i> sp.	*	
<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmermann	93,8	B
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	9,4	P
<i>Cymbella</i> sp.	3,1	P
<i>Cyclotella choctawhatcheeana</i> Prasad	100,0	B
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kurz.	40,6	C
cf. <i>Cylindrotheca</i>	*	P
<i>Fragilaria</i> sp.	*	P
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	3,1	P
<i>Pleurosigma</i> sp.	*	P
<i>Navicula</i> sp.	28,1	P
cf. <i>pinnularia</i>	*	D
<i>Pennada</i> sin identificar	*	
<i>Chrysamoeba</i> sp.	18,8	
<i>Ochromonas</i> spp.	100,0	X3
Chrysophyta no identificadas	53,1	X3
<i>Gymnodinium</i> sp.	6,3	L₀
<i>Scrippsiella saladensis</i> Balech	40,6	L₀
<i>Peridiniopsis borgei</i> Lemmermann	40,6	L₀

3.6. Dinámica y composición estacional de los grupos funcionales fitoplanctónicos

Se analizó la abundancia temporal de los grupos funcionales durante el período de estudio en la Laguna de Puan. Este análisis permitió detectar que no hubo una dominancia de un grupo o ensamble en particular. El grupo funcional mejor representado en términos de abundancia fue M, durante todo el período analizado. Los grupos que siempre fueron detectados fueron X1, X2 y C, identificándose diferencias entre los años, en términos de frecuencia los grupos C y X2 estuvieron mejor representados durante 2014; X1, B en 2015 y X2 y M en 2016 (Figura 15).

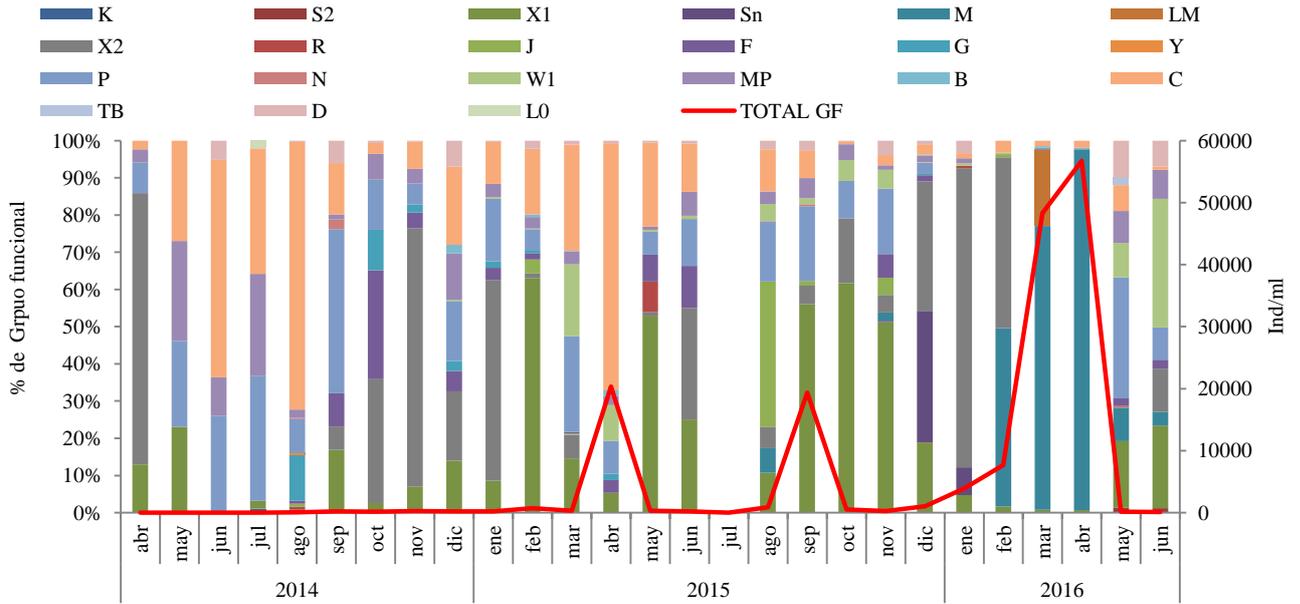


Figura 15. Porcentaje (%) de grupo funcional (eje principal) y abundancias (Ind/ml) de los grupos funcionales en Puan (Abril de 2014-junio de 2016).

Respecto a la dinámica temporal y composición de los grupos funcionales en La Salada, existió una clara dominancia, tanto en términos de abundancia como de aparición del grupo X3; este grupo dominó durante todo el período analizado (Figura 16). En segundo lugar en términos de abundancia predominó el grupo B.

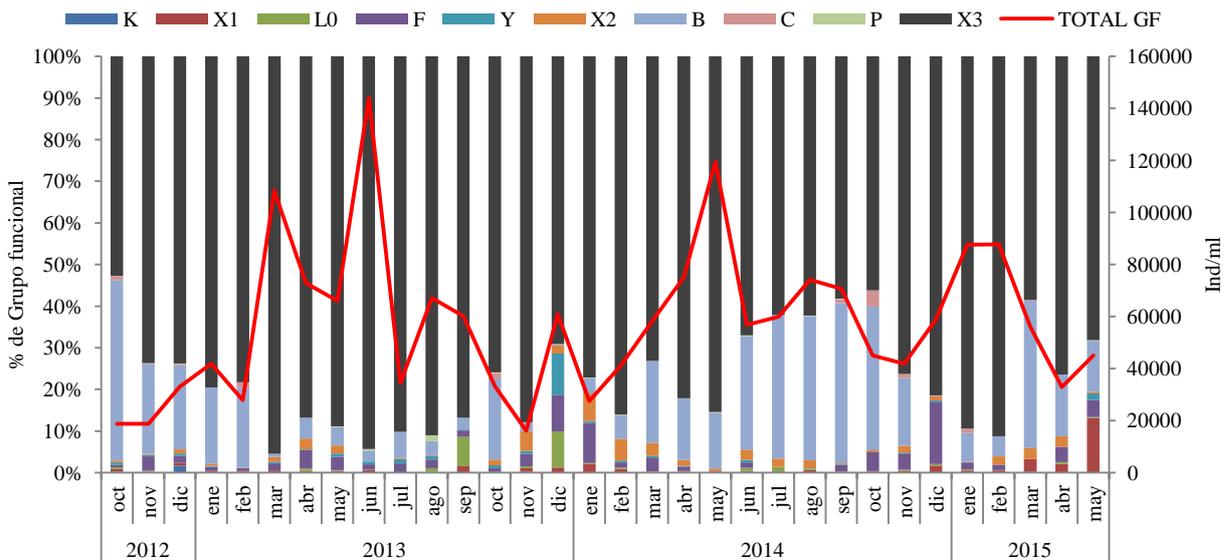


Figura 16. Porcentaje (%) de grupo funcional (eje principal) y abundancias (Ind/ml) de los grupos funcionales en La Salada (octubre de 2012-mayo de 2015).

3.7. Análisis multivariado de los grupos funcionales

Laguna de Puan

El análisis de cluster realizado en base a los grupos funcionales para esta laguna, generó un dendrograma en el que se observaron cinco grupos de muestras separados por una similitud de aproximadamente del 20% (Figura 17). El grupo A se compone por dos “outlier”: agosto 2014 y octubre 2015. El grupo B está formado exclusivamente por muestras de otoño, una del 2016 y las tres correspondientes a 2014. Los grupos C y D son los más heterogéneos, compuestos mayormente por muestras de 2015 y 2016. Dentro del grupo D se observaron tres subgrupos con una similitud menor del 60%: uno formado por las muestras de marzo y abril de 2016 (D1, Figura 17), otro por la muestra de noviembre de 2015 (D2, Figura 17), y otro subgrupo formado por muestras que poseen una similitud mayor del 60 % dentro del que se encuentran las tres muestras de verano de 2015, dos muestras de verano de 2016 y dos de otoño de 2015 (D3, Figura 17). Finalmente el grupo E está representado exclusivamente por muestras del 2014, dos de invierno y dos de primavera. El análisis de cluster se consolida con el SIMPER (Tabla 3) ya que los muestreos estacionales por año que presentaron mayor porcentaje de similitud intra-muestras fueron Otoño 2014 (80,68 %), Verano 2015 (72,22 %), Otoño 2015 (60,85 %) y Verano 2016 (60,67 %).

Los resultados de la prueba global ANOSIM indicaron que hubo diferencias significativas entre las muestras agrupadas en estaciones por año (Global R = 0,428; P = 0,001). Sin embargo, las “pruebas de a pares” no mostraron diferencias significativas entre muestras con ambos factores (P>0,05). Teniendo en cuenta las estaciones como factor, el ANOSIM detectó que hubo diferencias significativas entre las muestras (Global R = 0,14; P = 0,02), observándose en las “pruebas de a pares” diferencias significativas (P<0,05) entre Otoño-Invierno, Otoño-Primavera y Primavera-Verano (Tabla 4). El análisis SIMPER reveló que la significativa disimilitud de Otoño con Invierno (84,05%) y con Primavera (81,99%) se debió a la presencia de los grupos funcionales X2 (con una contribución a esta disimilitud superior al 20%), F (>16%) y M (>11%); en tanto que las diferencias halladas entre Primavera y Verano (69,86% de disimilitud) se produjeron por la contribución de los grupos funcionales X1 (20,53 %), X2 (17,38 %) y P (12,12 %) (Tabla 4). Además, el análisis de similitud (SIMPER, Tabla 3) mostró que la estación que presentó mayor porcentaje de similitud intra- muestra fue Verano (59,90%) caracterizada por la contribución de los grupos funcionales X2, X1 y P; seguido por Otoño (30,24%; X2, X1 y F), Primavera (17,06%; C, P y MP) e Invierno (13,16 %; P, X1 y C).

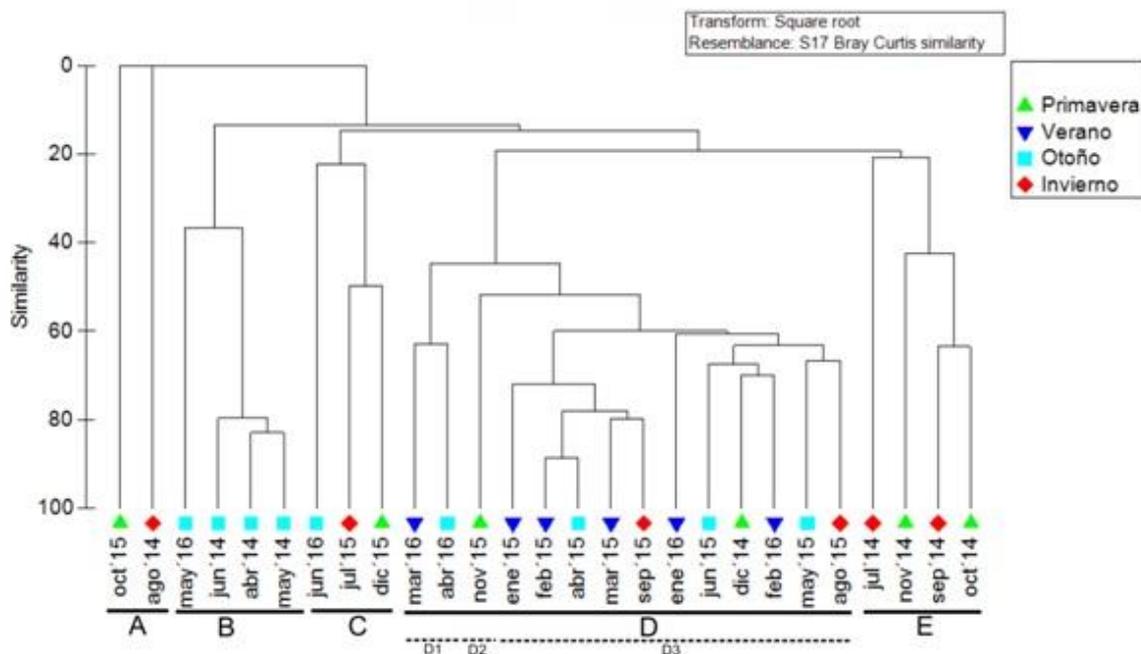


Figura 17. Análisis de cluster de los grupos funcionales en la Laguna de Puan.

Tabla 3. Resultados del análisis SIMPER. Similitud promedio intra- muestra y Grupos Funcionales con mayor porcentaje de contribución a dicha similitud, utilizando como Factores estaciones y estaciones por año para la laguna Puan.

Factores	Similitud promedio	Grupos Funcionales	Contribución (%)
<i>Otoño</i>	30,24	X2	34,22
		X1	14,84
		F	12,51
<i>Invierno</i>	13,16	P	33,06
		X1	19,71
		C	17,6
<i>Primavera</i>	17,06	C	34,58
		P	29,52
		MP	15,1
<i>Verano</i>	59,9	X2	23,5
		X1	18,37
		P	17,69
<i>Otoño '14</i>	80,68	F	45,96
		X2	30,18
		C	19,71
<i>Otoño '15</i>	60,85	P	17,6
<i>Otoño '16</i>	34,14	X2	38,69

		M	21,97
<i>Invierno '14</i>	9,71	P	100
		X1	27,75
<i>Invierno '15</i>	35,13	C	19,41
		C	44,57
<i>Primavera '14</i>	37,69	P	33,78
<i>Primavera '15</i>	11,52	J	22,02
		P	16,42
		X2	25,07
<i>Verano '15</i>	72,22	P	15,66
		X1	36,32
<i>Verano '16</i>	60,67	P	17,91

Tabla 4. Resultados de los análisis ANOSIM (valores R y niveles de significancia) y SIMPER (Porcentaje de disimilitud, Grupos Funcionales más discriminantes y porcentaje de contribución de esos Grupos Funcionales a la disimilitud) sobre la composición de Grupos Funcionales. Se muestran los valores correspondientes a los resultados derivados de la prueba global y los resultados significativos ($P < 0,05$) derivados de las pruebas de a pares, utilizando las estaciones como Factor para la laguna Puan.

Factor	ANOSIM			SIMPER		
	R global	R pruebas de a pares	Nivel de Significancia P	Porcentaje de discriminación	Grupos Funcionales más discriminantes	Contribución (%)
Estación	0,14		0,02			
					X2	21,01
Otoño– Invierno		0,29	0,01	84,05	F	16,82
					M	11,28
Otoño– Primavera		0,24	0,03	81,99	X2	20,8
					F	16,22
Primavera– Verano		0,2	0,02	69,86	M	11,5
					X1	20,53
					X2	17,38
					P	12,12

Laguna La Salada

De manera similar que para la laguna Puan, el factor de stress (0,13) para el agrupamiento de las muestras a partir de la composición de los grupos funcionales indicó que el análisis de cluster es una buena representación gráfica. El dendrograma originado a partir de este análisis permite jerarquizar primeramente dos grandes grupos separados por una similitud de aproximadamente 70% (Figura 18). El grupo A se compone por todas las muestras de primavera de 2012 y varias muestras de primavera y verano de los años 2013 y 2014. El grupo B está formado por todas las muestras de

otoño de 2014 y 2013 y todas las muestras de invierno de 2014 y verano 2015. Dentro del grupo A se observó un subgrupo con más del 85 % de similitud formado por muestras de la misma estación (primavera) de tres meses y años distintos: diciembre de 2012, octubre de 2013 y noviembre de 2014 (A1, Figura 18). Sin embargo las muestras estacionales por año que presentaron mayor porcentaje de similitud intra- muestras (SIMPER, Tabla 5) fueron Invierno de 2014 (86,76 %), Otoño de 2015 (82,38 %), Otoño de 2013 (82,14 %), Verano de 2014 (81,98 %) y Otoño de 2014 (81,72 %). Es de destacar que todos los grupos estacionales por año presentaron un porcentaje de similitud intra - muestra mayor del 62% con una contribución porcentual a esta similitud encabezada siempre por el grupo funcional X3 y en todos los casos con más del 45% (SIMPER, Tabla 5).

Como en Puan, los resultados de la prueba global ANOSIM indicaron que hubo diferencias significativas entre las muestras agrupadas en estaciones por año (Global R = 0,336; P = 0,001), pero las “pruebas de a pares” no mostraron diferencias significativas entre las muestras definidas por estaciones y años (P>0,05). En cambio, agrupando las muestras en estaciones como único factor, el ANOSIM detectó que hubo diferencias significativas (Global R = 0,11; P = 0,03), observándose en las “pruebas de a pares” diferencias significativas (P<0,05) sólo entre Primavera-Otoño (Tabla 6). Sin embargo, esta disimilitud es muy baja (30,85 %) y paradójicamente se debe a la presencia de los grupos funcionales X3 (con una contribución a esta disimilitud superior al 38%), B (>16%) y F (>9%; SIMPER, Tabla 5) que son los mismos grupos funcionales de mayor contribución a la alta similitud intra- muestra de las estaciones Otoño (76,80 %), Invierno (74,21%) y Primavera (70,02%; SIMPER, Tabla 5). Este análisis también muestra que X3 y B sumaron siempre más del 70 % de contribución porcentual a la similitud intra-estación, resaltando sólo la presencia de X2 como tercer grupo funcional en Verano a diferencia del grupo funcional F que estuvo presente en las otras tres estaciones.

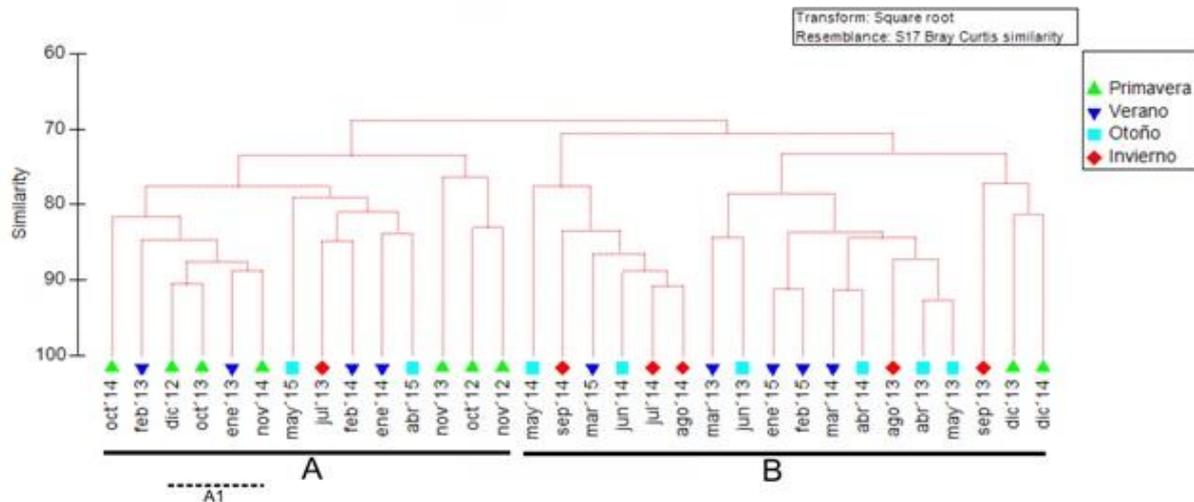


Figura 18. Análisis de cluster de los grupos funcionales en la Laguna La Salada.

Tabla 5. Resultados del análisis SIMPER. Similitud promedio intra- muestra y Grupos Funcionales con mayor porcentaje de contribución a dicha similitud, utilizando como Factores estaciones y estaciones por año para la laguna La Salada.

Factores	Similitud promedio	Grupos Funcionales	Contribución (%)
<i>Otoño</i>	76,8	X3	57,29
		B	19,32
		F	7,37
<i>Invierno</i>	74,21	X3	63,12
		B	20,73
		F	3,94
<i>Primavera</i>	70,02	X3	54,97
		B	17,11
		F	9,33
<i>Verano</i>	74,34	X3	60,42
		B	17,98
		X2	7,53
<i>Primavera '12</i>	80,68	X3	45,96
		B	30,18
<i>Primavera '13</i>	62,07	X3	60,76
		X2	10,93
<i>Primavera '14</i>	71,38	X3	58,37
		F	14,88
<i>Verano '13</i>	67,95	X3	64,99
		B	19,01
<i>Verano '14</i>	81,98	X3	52,46

		X2	14,09
		X3	62,06
<i>Verano '15</i>	76,07	B	20,22
		X3	60,6
<i>Otoño '13</i>	82,14	B	13,9
		X3	54,9
<i>Otoño '14</i>	81,72	B	28,83
		X3	50,7
<i>Otoño '15</i>	82,38	B	22,32
		X3	65,18
<i>Invierno '13</i>	78,54	B	14,62
		X3	49,51
<i>Invierno '14</i>	86,76	B	37,64

Tabla 6. Resultados de los análisis ANOSIM (valores R y niveles de significancia) y SIMPER (Porcentaje de disimilitud, Grupos Funcionales más discriminantes y porcentaje de contribución de esos Grupos Funcionales a la disimilitud) sobre la composición de Grupos Funcionales. Se muestean los valores correspondientes a los resultados derivados de la prueba global y los resultados significativos ($P < 0,05$) derivados de las pruebas de a pares, utilizando las estaciones como Factor para la laguna La Salada.

Factor	ANOSIM			SIMPER		
	R global	R pruebas de a pares	Nivel de Significancia P	Porcentaje de discriminación	Grupos Funcionales más discriminantes	Contribución (%)
Estación	0,11		0,03			
Primavera – Otoño		0,25	0,01	30,85	X3	38,15
					B	16,88
					F	9,88

4. Discusión

Las lagunas de Puan y La Salada mostraron diferencias en la composición, estructura y dinámica temporal de los grupos fitoplanctónicos. A través de los análisis cuantitativo y cualitativo se identificaron 67 taxones en la Laguna de Puan y 42 taxones en La Salada.

En Puan se detectó una marcada diferencia entre los años analizados, a comienzos del período, durante 2014 y en condiciones de sequía, las abundancias fitoplanctónicas en la laguna eran extremadamente bajas, con estas condiciones, el ambiente estuvo dominado por diatomeas de gran

tamaño como *Campylodiscus clypeus* y *Surirella striatula*. Durante 2015 la laguna comenzó a recuperar el nivel de agua, y se registraron valores de abundancias más elevados, en especial en los meses de abril y septiembre, los que se debieron a la presencia de especies de euglenofitas, que aportaron notablemente a la biomasa de esos meses. En 2016 y con un nivel de agua que se duplicó al registrado en el inicio del estudio, se detectó la presencia de la especie *Microcystis aeruginosa*, con valores de abundancias elevados (50000 ind/ml) detectados en marzo y abril (Figura 3).

Las cianobacterias dominaron en número durante el verano y principios del otoño 2016, con abundancias relativas mayores al 90%. El predominio de cianobacterias en ambientes eutróficos durante los meses de verano y otoño ha sido reportado en otros estudios (Oliver & Ganf, 2000; Mischke, 2003; Havens, 2008). El concepto de “Bloom” o “floración” fue definido para aguas potables y de uso recreativo, se define en términos de la concentración de células en la cual se producen efectos negativos para la vida acuática y la salud humana, con concentraciones generalmente por encima de 20000 células/ml en el caso particular de las cianobacterias (Oliver & Ganf, 2000). Según este criterio, durante 2016 se registró un bloom de *Microcystis aeruginosa*. Algunos autores asocian la proliferación de esta especie a temperaturas elevadas en el agua, cercanas a 30 °C (Chu et al., 2007; Paerl, 2008 Davis et al., 2009; Ye et al., 2011). Durante los meses que se registraron mayores abundancias de esta especie, la temperatura del agua se encontraba por encima de los 25 °C y esto podría haber favorecido su proliferación.

Las floraciones de *M. aeruginosa* revisten particular interés, dado que se considera una especie potencialmente tóxica. Representan peligros para la salud humana en los sistemas de agua dulce y está ampliamente reconocido como un problema de calidad del agua afectando el agua de uso recreativo y potable debido a la producción de cianotoxinas (entre ellas las microcistinas) (Carmichael, 2001; Paerl et al., 2001; Falconer & Humpage, 2006). En concentraciones elevadas, las cianotoxinas representan un riesgo para la salud de los humanos, la vida silvestre, en particular cuando se ingieren (Codd et al., 2005; He et al., 2016). Sin embargo, no todas las cepas de *Microcystis aeruginosa* son generadoras de microcistinas, por lo tanto el registro de esta especie en la Laguna de Puan, debe ser considerado como una alerta, sobre todo por los niveles de densidad detectados, y por lo tanto se deberían realizar estudios posteriores para evaluar su toxicidad.

La composición y estructura fitoplanctónica de La Salada no sufrió grandes cambios. La laguna se caracterizó por un dominio de especies flageladas pertenecientes al grupo de las Chrysophyta (*Ochromonas* spp.), tanto en términos de densidad como en frecuencia de ocurrencia durante todo el período. Los máximos de abundancia se registraron en los meses de junio de 2013, mayo de 2014. Cabe señalar que el género *Ochromonas* se ha registrado con frecuencia en lagos fríos oligotróficos de diversas partes del mundo. En particular, ha sido reportado como abundante en lagos de la

Antártida (Izaguirre et al., 2003; Allende, 2004) y de la Patagonia Argentina (Izaguirre & Saad, 2014). En algunos casos se registraron elevadas abundancias por debajo de la cubierta de hielo (Priddle et al., 1986; Burch, 1988; Sandgren, 1988; Izaguirre et al., 1998). Las características de los lagos estudiados en los trabajos mencionados concuerdan con la transparencia y poca eutrofización de La Salada, pero otras características limnológicas, y en particular su elevada conductividad, difieren marcadamente.

Por otro lado, si se consideran los taxones dominantes del ensamble fitoplanctónico de la laguna La Salada, se observan similitudes con los reportados para lagos oligotróficos de condiciones ecológicas muy diferentes a esta laguna; por ejemplo en lagos de alta montaña de Eslovaquia (Vrba et al., 2003; 2006; Nedbalová et al., 2006; Nedbalová, 2007) las especies dominantes fueron *Plagioselmis lacustris*, *Cryptomonas erosa* y *Ochromonas* spp., que coinciden con taxones de La Salada. Por otro lado, se ha registrado la presencia de flagelados heterotróficos en el Lago Salado Fuente de Piedras en España. García et al. (1997) informan sobre la dominancia de estos grupos durante un período húmedo. Se podría inferir que *Ochromonas* es un género que se ve favorecido metabólicamente por las bajas temperaturas, lo que explicaría los máximos observados durante los meses fríos. Dado que el género *Ochromonas* fue reportado generalmente para lagos de aguas circumneutrales y ligeramente ácidas, las especies de La Salada seguramente se encuentran adaptadas a las condiciones propias de esta laguna, como la conductividad elevada y el pH alcalino. En este sentido, es importante aclarar la identificación de especies de Chrysophyta es prácticamente imposible mediante métodos de microscopía tradicional. Se intentó realizar el estudio de rADN de la fracción nanoplanctónica para lograr un mejor resultado en cuanto a la/las especies en cuestión. El material fue enviado al Instituto de Investigaciones Biotecnológicas de Chascomús (INTECH), para ser analizado por especialistas en la técnica, siguiendo la metodología de Unrein et al. (2007), pero lamentablemente los estudios no arrojaron resultados, dada la escasez de material obtenido. Dado que este grupo es dominante en esta laguna, son necesarios estudios que impliquen el uso de técnicas de biología molecular para analizar con mayor precisión la composición específica del fitoplancton.

Los patrones de dinámica temporal de abundancia y biomasa de fitoplancton no coinciden ni en Puan ni en La Salada. Esto se debe, a la composición algal específica de cada fecha de muestreo. En Puan, la biomasa registró máximos en abril y septiembre de 2015, generados por las especies *Euglena* sp. y *Phacus orbicularis*, también de gran tamaño, con un aporte a la biomasa importante (Figura 11) y con biovolúmenes entre $1,3 \times 10^7 \mu\text{m}^3$ - $1,6 \times 10^7 \mu\text{m}^3$. En La Salada la densidad fitoplanctónica fue particularmente constante y no se registraron picos importantes; los incrementos en la biomasa registrados en diciembre 2013 estuvieron dados principalmente por la presencia de

Cryptomonas ovata y *Scrippsiella saladensis* especies grandes (máxima dimensión axial: > 20 μm), pero poco abundantes durante esta fecha de muestreo. Cabe destacar que las dos especies más abundantes de esta laguna *Ochromonas* spp. y *Cyclotella choctawhatcheeana* son especies de tamaño pequeño (5-10 μm).

La diversidad de Shannon-Wiener tuvo valores entre 0 y 4 en Puan y en La Salada entre 0 y 2. Los valores del Índice de Simpson y Pielou obtenidos en La Salada durante todo el período estudiado indican una baja diversidad que probablemente se relacione a las condiciones extremas de salinidad de este cuerpo de agua.

En La laguna de Puan, en cambio, los valores de estos índices fueron fluctuantes, sin seguir una tendencia clara, pero relativamente más altos y similares a lo registrado para otras lagunas de ambientes templados. Por ejemplo, Tezano Pintos (2004) detectó valores similares de diversidad en el humedal Otamendi. Trifonova (1993) consideró que una alta diversidad en el fitoplancton puede ser favorecida por condiciones ambientales inestables, tales como la mezcla persistente por acción del viento y la consecuente constante recirculación de nutrientes. Actualmente existen evidencias crecientes que el uso de índices de diversidad, permite establecer cuál es el rol de determinadas especies en la comunidad y arrojan mayor información de los patrones espacio temporales de estas comunidades (Tilman et al. 1997; Weithoff et al. 2001).

En cuanto a la clasificación funcional, es importante destacar el escaso conocimiento sobre la autecologías de la mayoría de los taxones de diatomeas, y el complejo proceso que requiere la correcta determinación de las especies. Esto hace particularmente difícil clasificarlas, incluso según lo propuesto por Reynolds et al. (2002). Padisak et al. (2006) define el grupo MP, para aquellas formas que podrían ser incluidas como ticoplancton, es decir quienes ocasionalmente son encontradas en el plancton. Además, esta autora resalta que las diatomeas planctónicas forman ensamblajes que prevalecen por poco tiempo, ya sea en lagos profundos o poco profundos, por lo tanto, las condiciones de hábitat son difíciles de definir con exactitud. Por lo tanto en este trabajo, se consideró el ticoplancton como MP (Padisak et al., 2006).

A partir los análisis de Cluster, ANOSIM y SIMPER basados en los grupos funcionales se desprende que en Puan la variación temporal fue de mayor significancia teniendo en cuenta las diferencias en la composición de los grupos durante el período de muestreo. Por ejemplo, para una escala anual, las muestras de 2014 se diferenciaron notablemente del resto de las muestras de 2015 y 2016. El grupo funcional con mayor abundancia fue M que se registró durante 2016. A nivel estacional, verano y otoño (las estaciones con significativamente mayor y menor abundancia) presentaron los mayores porcentajes de similitud intra- muestras (menor del 60%) y se diferenciaron de las demás estaciones del año por la alta contribución de los grupos funcionales X2

y X1 que correspondieron a organismos pequeños unicelulares (e.g. *Synechocystis septentrionalis*, *Chlorella ellipsoidea* y *Schroederia indica*). El grupo M, representado por *Microcystis aeruginosa* incluye organismos S-estrategas característicos de ambientes eutróficos y con temperaturas óptimas decrecientes elevadas (Reynolds et al., 2006). Fernández (2009) registró en el embalse Dique de Piedras floraciones de este grupo funcional asociadas a altas concentraciones de fósforo, lo que coincidiría con lo registrado en Puan durante 2016.

Como ya se indicó, La Salada presentó una gran homogeneidad en relación a la composición de grupos funcionales fitoplanctónicos durante todo el período de muestreo. Entre las estaciones climáticas no se observó una gran disimilitud debido principalmente a la elevada contribución de los mismos grupos funcionales X3 (representada por *Ochromonas* spp.) y B (las diatomeas *Cyclotella choctawhatcheana* y *Chaetoceros muellerii*) a la similitud intra-muestra (que fue en todos los casos superior al 60 %). La escasa diferencia registrada entre primavera y otoño podría deberse a la significativa menor abundancia observada en esta estación, o a la menor similitud intra-muestra de primavera (en relación con las demás), debido a la presencia en primavera de 2013 de la criptofita *Plagioselmis lacustris* (grupo X2) y en primavera de 2014 de la Chlorophyta *Oocystis lacustris* (grupo F).

El género *Ochromonas*, principal representante del grupo X3 se describe como nutricionalmente oportunista (Sandgren, 1988), dado que el modo de nutrición de las algas es un factor primordial bajo condiciones adversas. Ciertas especies de fitoplancton pueden ser capaces de complementar sus requerimientos nutricionales alimentándose del picoplancton. En particular, se ha demostrado en especies de Chrysophyceae la habilidad de ser mixotróficas (Bird & Kalff, 1986; Van Den loek et al., 1995; Laybourn-Parry et al., 2000). De acuerdo a Jones (2000) el principal modo de nutrición del género *Ochromonas* sería la heterotrofia y emplearía la fototrofia sólo cuando la concentración de la presa limita el crecimiento heterotrófico. En este sentido, la mixotrofia conferiría una ventaja adaptativa frente a dos situaciones. Por un lado, en condiciones de limitación de nutrientes, donde los organismos mixotróficos sobrevivirían por la ingesta de partículas o absorbiendo carbono orgánico disuelto. Por otro lado, en cuerpos de agua que se encuentran sujetos a escasas intensidades lumínicas.

Como ya fuera mencionado, las Chrysophyceae se encuentran especialmente para cuerpos de agua oligotróficos de bajas temperaturas, baja alcalinidad, baja conductividad y pH neutro o ligeramente ácido (Sandgren, 1988). Por ello han sido registradas de forma abundante tanto en número de especies como en biomasa en la mayoría de los lagos oligotróficos de latitudes altas y se las asocia a lagos de montaña (de Hoyos et al., 1998). Según Izaguirre et al. (2003) una de las razones para la predominancia de este grupo en zonas oligotróficas sería la capacidad de competir

con éxito por el fósforo en condiciones limitantes de este elemento. La ausencia o escasez de Chrysophyceae en lagos con alta productividad, oligos con productividad moderada en períodos cálidos, por otro lado, podría atribuirse a la competencia con otros grupos o al intenso “grazing” por parte de cladóceros. En Argentina, el género *Ochromonas* ha sido citado como abundante para lagos patagónicos (Queimaliños, 2002; Bastidas-Navarro & Modenutti, 2007; Izaguirre & Saad, 2014).

Con respecto a las diatomeas dominantes en La Salada, *Cyclotella choctawhatcheana* y *Chaetoceros muellerii*, ambas especies fueron citadas para una laguna hipersalina de la provincia de La Pampa (Maidana & Romero, 1995). Dado que *C. choctawhatcheana* fue la segunda especie en términos de abundancia, se podría asociar esta especie a salinidades elevadas. Considerando las estrategias ecológicas primarias propuestas por Reynolds (1988), de acuerdo al tamaño algal de estas especies, (biovolumen $< 1000 \mu\text{m}^3$) y su relación superficie - volumen ($> 0,5 \mu\text{m}^{-1}$), tanto para el X como B, los integrantes de estos grupos podrían considerarse grupo como C – estrategias.

5. Conclusiones

En La Salada las variaciones interanuales de la densidad fitoplanctónica fueron poco marcadas y no se registraron floraciones, y como se mencionó anteriormente la dominancia por parte de pequeñas especies flageladas fue característica de esta laguna. Así, la estabilidad temporal de La Salada se observa reflejada en la homogeneidad de la estructura de los grupos funcionales planctónicos. Se caracterizó por el dominio de dos grupos (X3 y B) pero con una clara prevalencia de X3. Las especies del género *Ochromonas* dominaron durante todo el periodo analizado en esta laguna, probablemente debido a las ventajas adaptativas de estas especies ya discutidas, lo que genera en las muestras fitoplanctónicas una gran similitud intra e inter estacional.

Por el contrario, en Puan se observa una gran variabilidad temporal de las densidades fitoplanctónicas, reflejada en las diferencias observadas entre los años estudiados en las distintas estaciones. Se observó el aumento en la representación de los grupos funcionales de mayor tamaño (W1) y oportunistas (X2 y X1) durante 2015. Se detectó una floración de *Microcystis aeruginosa* durante otoño de 2016, y por lo tanto es de suma importancia el monitoreo de esta laguna dada su potencial toxicidad y peligrosidad.

CAPÍTULO 5

EFFECTO DE LAS VARIABLES AMBIENTALES Y LIMNOLOGICAS SOBRE LA COMUNIDAD FITOPLANCTONICA DE LAS LAGUNAS PUAN Y LA SALADA

1. Introducción

En ecología, uno de los temas de estudio más relevantes ha sido cómo los factores bióticos y/o abióticos controlan y regulan la dinámica y estructura de las comunidades (Carpenter et al., 1987; McQueen et al., 1989). La mayoría de los ecólogos concuerdan en que la depredación y la limitación de recursos regula las interacciones entre los distintos eslabones de la trama trófica (Chase 2003; Borer et al., 2005). Particularmente en los sistemas acuáticos someros, la fluctuación hidrológica generada por las condiciones ambientales o la intervención del hombre, es un factor de gran influencia sobre las comunidades (Amoros & Bornette, 2002).

El rol de las fluctuaciones del nivel del agua en lagos poco profundos no está completamente definido, ya que las comunidades no responden linealmente a tal perturbación (Coops et al., 2003). Sin embargo es sabido que la disminución del nivel de agua en un lago somero tiene fuertes implicancias en la calidad del agua y en las comunidades fitoplanctónicas (Bouvy et al., 2003; Naselli-Flores & Barone, 2005; Medeiros et al., 2015; da Costa et al., 2016). Esto se debe principalmente a la disponibilidad de luz y nutrientes. La disponibilidad de luz es un factor clave en la regulación de la dinámica del fitoplancton (Zohary et al., 2010). La escasez de luz podría ser letal para una sola célula autotrófica (Reynolds, 1990) en particular en ambientes someros y fluctuantes como las lagunas pampeanas (Torremorell et al., 2009).

La intensidad de los eventos de sequía e inundación que se han experimentado en los últimos años han generando cambios en los ecosistemas de agua dulce y consecuencias en las comunidades que estos ecosistemas alojan (Bender et al., 2010). En cuanto a las sequías y la consecuente reducción en los niveles de agua, estos eventos representan un importante factor de perturbación en los lagos someros y en la estructura del fitoplancton, en particular por el aumento de material particulado en suspensión y la disminución en la disponibilidad de luz (Naselli-Flores et al., 2007; Paerl & Huisman, 2009; Rodríguez et al., 2016). En relación a los estudios enfocados en el efecto de eventos húmedos sobre las comunidades planctónicas en lago someros, Cook et al. (2010) destacan la influencia de la disponibilidad de nitrógeno y fósforo como consecuencias de grandes ingresos de nutrientes luego de una inundación y la influencia de éstos en la dinámica de los procesos biogeoquímicos.

El fitoplancton responde a modificaciones en los factores ambientales y actúa como un mecanismo reestructurador de la trama trófica (Cloern, 1996). Modificaciones climáticas tales como el aumento de la temperatura de la superficie del agua, pueden adelantar o retrasar los ciclos reproductivos y afectar así los distintos niveles de la trama trófica (Edwards & Richardson 2004; Durant et al., 2007; Chassot et al., 2010). La variabilidad del fitoplancton puede registrarse con distintos patrones y frecuencias: ciclos, tendencias, eventos inusuales, pulsos irregulares; como así también puede ocurrir a diferentes escalas temporales desde horas hasta décadas (Smayda, 1998).

La estructura trófica de los cuerpos de agua continentales también puede verse alterada, directa e indirectamente, por el tipo de comunidad ictiológica, especialmente en los lagos someros eutróficos (Persson et al., 1996; Jeppesen et al., 1997; Moss et al., 2013). Los peces pueden influir en la estructura trófica por el efecto que provocan sobre las poblaciones de sus presas. En el caso de los peces planctívoros la depredación selectiva sobre el macrozooplancton tiene como consecuencia una disminución del control que puede ejercer el zooplancton sobre el fitoplancton (Drenner & Hambright, 2002). La biomasa, estructura y composición del fitoplancton parece estar regulada en estos lagos por la depredación, por lo tanto predomina un control denominado “top-down”, desde niveles tróficos superiores hacia la base de la red trófica (Carpenter et al., 1985; Carpenter et al., 2001).

En los ambientes de agua dulce, dentro de cada nivel trófico suelen hallarse agrupamientos (grupos funcionales o tróficos) generados por características que marquen su grado de presa o predador (por ej. Hipótesis de Eficiencia de Tamaño; Dodson, 1974). La abundancia relativa de estos grupos funcionales puede cambiar dependiendo de las variables ambientales y de la comunidad de peces (Hulot et al., 2014). El tamaño del zooplancton herbívoro determina el patrón de selectividad de pastoreo y el rango de tamaño del fitoplancton consumido; por ejemplo, grandes herbívoros pueden preda en un amplio rango de tamaño de algas (Hulot et al., 2000). En La Salada la presión de peces zooplantívoros y la alta salinidad, resultan en una comunidad de zooplancton de baja diversidad y especies de tamaño pequeño (Alfonso, 2018). Hulot et al. (2014), a partir de un meta-análisis, demostraron que la respuesta de los grupos funcionales o tróficos al incremento de nutrientes o la presión de pastoreo (presencia de peces zooplantívoros) queda oculta o se enmascara cuando las especies son estudiadas en niveles tróficos (autótrofos-heterótrofos). En este sentido el uso de grupos funcionales, podría ser más adecuado en la interpretación ecológica de estos ambientes.

En un estudio que abarcó 226 lagos daneses, Jeppesen et al. (1997) presentaron evidencias de que el control descendente (top-down) es más importante en lagos poco profundos que en lagos profundos, exceptuando los lagos con una gran abundancia de macrófitas sumergidas. Estos autores

concluyen que la manipulación de los peces y las macrófitas sumergidas podría tener un impacto importante en los lagos eutróficos someros.

La Región Pampeana Argentina contiene numerosos lagos poco profundos que se encuentran sujetos a una eutrofización progresiva debido a una combinación de actividades humanas en sus cuencas, como el cambio en el uso de la tierra, el aumento de la agricultura, la ganadería y la urbanización no regulada (Quirós et al., 2002). Entre los efectos de la eutrofización se puede mencionar, la reducción o desaparición de la vegetación sumergida, el aumento de la biomasa algal, la sustitución de especies piscívoras por peces planctívoros y bentívoros (Smith & Smith, 2001). Esta situación desarrolla un efecto de cascada en la red trófica, dando como resultado la degradación de la calidad del agua, la disminución de la biodiversidad y un aumento de la turbidez (Moss, 1998).

En los últimos años, la teoría ecológica de los lagos someros frente a distintos niveles de nutrientes se ha descrito mediante el modelo de los estados alternativos en el equilibrio (Scheffer et al., 1993). El modelo postula que a niveles bajos de concentraciones de nutrientes disueltos en el agua, el crecimiento del fitoplancton estaría limitado, con una dominancia de macrófitos sumergidos y condiciones de mayor transparencia en la columna de agua generando “lagos claros”. Por el contrario, a niveles de nutrientes altos, la comunidad fitoplanctónica dominaría en el sistema, limitando la disponibilidad de luz generando un estado de turbidez, lo que daría como resultado “lagos turbios por el fitoplancton”. A concentraciones intermedias de nutrientes el modelo predice que los lagos someros pueden presentar cualquiera de estos dos estados posibles, pudiendo darse una alternancia temporal entre ellos. El cambio en los lagos someros de condiciones de transparencia con plantas sumergidas, a turbidez y dominancia del fitoplancton, a menudo es inducido por un conjunto de procesos internos y fuerzas externas (Scheffer et al., 2001; Scheffer & van Nes, 2007).

Como ya se discutió en capítulos anteriores, en la Región Pampeana existen tres tipos de lagunas, dos de las cuales corresponden a las condiciones opuestas del modelo de estados alternativos propuesto por Scheffer et al. (1993). Existe un tercer tipo de lago poco profundo “turbio inorgánico” regulado por la carga de material en suspensión, que no encaja en las categorías propuestas en el modelo de equilibrio alternativo y, más bien, prevalece turbio durante un largo período de tiempo (Quirós et al., 2002; Allende et al., 2009). La carga y reciclado de los nutrientes, la climatología e hidrología (por ejemplo, fluctuaciones en el nivel del agua), la sedimentación y resuspensión del seston y del sedimento, son algunos de los factores abióticos que combinados con los factores bióticos como la depredación, la competencia por los recursos entre los productores primarios y la producción de sustancias alelopáticas, han demostrado influir en los cambios de

estado en los lagos someros (Scheffer, 1998; Jeppesen et al., 1998, 1999; Van Donk & Van de Bund 2002; Coops et al., 2003; Romo et al., 2005; Allende et al., 2009).

Para entender la dinámica de una comunidad en un determinado ambiente es necesario conocer los recursos y condiciones del ambiente (Capítulo 3) y las especies que integran esa comunidad (Capítulo 4). El objetivo de este capítulo es determinar qué variables ambientales y fisicoquímicas afectan las comunidades fitoplanctónicas en las lagunas de Puan y La Salada.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de Estudio

Las lagunas de Puan y La Salada están ubicadas en regiones pluviométricas distintas (Capítulo 1) con concentraciones de salinidad contrastantes (Capítulo 3).

2.2. Metodología

2.2.1. Campañas terrestres

En las dos lagunas se realizaron muestreos con una periodicidad aproximadamente mensual. En Puan los datos corresponden al período abril 2014 abril 2016, mientras que en La Salada las muestras son del período octubre de 2012 abril de 2015. Las salidas de campo son las detalladas en la Tabla 1 del Capítulo 3. Se tomaron muestras con botella en la parte central de cada una de las dos lagunas para el análisis de clorofila *a*, nutrientes y seston. Para el estudio de la comunidad planctónica se recogieron dos series de muestras. La primera serie correspondió al fitoplancton. Como se indicó anteriormente, por un lado se obtuvo una muestra con botella de 250 ml que se fijó con Lugol (concentración final 1%) para el recuento, por otro lado, con una red de 17 μm se hicieron arrastres para la identificación taxonómica y se almacenó en botellas también de 250 ml. La otra serie de muestras fueron tomadas para el análisis de zooplancton, se filtro 1 litro de agua del lago a través de una red de malla de 47 μm . El material así recogido se conservó inmediatamente en solución al 4% de formaldehído. También se realizaron arrastres de red (47 μm) para el análisis cualitativo de esta comunidad. En la Figura 1 se muestra el esquema general de muestreo seguido en las campañas.

2.2.2. Análisis fisicoquímico

Se midieron *in situ*: temperatura del agua, conductividad, pH, oxígeno disuelto, mediante el uso de los sensores portátiles HORIBA U10 y HANNA. La transparencia del agua se estimó con el disco Secchi. Se analizó el seston, clorofila *a* y nutrientes (nitrógeno total y fósforo total) según el protocolo APHA (2005). La metodología para el análisis de estos parámetros se menciona en el Capítulo 3.

2.2.3. Análisis del plancton

Los recuentos de fitoplancton se realizaron utilizando un microscopio invertido, de acuerdo con el método de Utermohl (Utermohl, 1958). El error de conteo se estableció de acuerdo con Venrick (1978), aceptando un error máximo de ~ 20%. En todos los casos, consideramos las algas individuales como la unidad (unicelular, colonia, cenobio o filamento) y estimamos el número de células por colonia o filamento. Los biovolúmenes individuales se calcularon usando fórmulas geométricas apropiadas de acuerdo con sus formas y las dimensiones medias de los organismos en las muestras (Hillebrand et al., 1999, Sun & Liu., 2003). A partir de los biovolúmenes se estimó la biomasa algal. La diversidad de fitoplancton en base a la abundancia fue descrita por el índice de diversidad Shannon-Wiener (H'), siguiendo a Sun & Liu (2004). Para la clasificación de los grupos funcionales se siguió la propuesta por Reynolds et al. (2002) y revisada por Padisak et al. (2009).

Para el análisis de zooplancton, todas las muestras se examinaron primero con un microscopio estereoscópico Nikon SMZ 1500. Para el análisis cuantitativo, los rotíferos y los nauplios de copépodos se contaron con un microscopio compuesto Nikon Eclipse 80 i en 1 ml en cámara contadora Sedgwick-Rafter (Wildlife Supply Company, Yulee, FL, EE. UU.). Otros crustáceos restantes se contaron en una cámara de Bogorov de 5 ml bajo un microscopio estereoscópico. El número de alícuotas se calculó de acuerdo con Cassie (1971) (con un error máximo del 10%). Las abundancias de zooplancton se expresan como el número de individuos por litro (ind/L).

2.2.4. Análisis de datos

Mediante diversas herramientas estadísticas multivariadas (Correlaciones de Pearson y Análisis de Redundancia) se analizó la influencia de las variables ambientales y limnológicas sobre el fitoplancton. Las variables utilizadas fueron: temperatura del aire (T_a), precipitación (P_p) y velocidad del viento (Viento), nivel del agua (Nivel) temperatura del agua (T_w), profundidad de Secchi (Secchi), pH, conductividad (Cond), seston (Seston), oxígeno disuelto (OD), nutrientes (PT y NT) y materia orgánica (MO). Las variables planctónicas fueron: abundancia total de fitoplancton (Ab. Fito), los grupos funcionales (Y, P, X1, etc), Índice de Shannon (Shannon), biomasa de

fitoplancton (Biomasa Fito), abundancia total de zooplancton (este parámetro sólo de Puan) y clorofila *a* (Chl-*a*).

Posteriormente, mediante un Análisis de Regresión Lineal Múltiple (ARLM) se profundizó el estudio buscando evidencia de controles “top-down” y “bottom-up” (producto de asociaciones tróficas y/o ambientales) sobre el fitoplancton en la Laguna de Puan y La Salada, de esta última en particular se discuten los resultados de Alfonso (2018).

2.2.5. Análisis estadísticos

Primeramente se obtuvo una matriz de correlación de Pearson para todo el conjunto de datos de cada laguna buscando evaluar las relaciones entre todos los pares de variables bióticas y abióticas. Este análisis se realizó con el programa InfoStat/L (versión estudiantil 2009) y se utilizó para determinar la posible influencia de las variables ambientales sobre las características morfométricas y fisicoquímicas y la dinámica del fitoplancton en cada laguna.

Con el fin de analizar el ordenamiento temporal de las variables planctónicas en cada laguna y su relación con las variables ambientales se utilizó al programa estadístico Canoco versión 4.5 con el cual se realizó un Análisis de Redundancia (RDA). Como variables explicativas se utilizaron precipitación, velocidad del viento, nivel del agua, temperatura del agua, profundidad de Secchi, conductividad y concentración de seston, oxígeno disuelto, nutrientes y materia orgánica. Las variables temperatura del aire y pH fueron eliminadas de este análisis por presentar colinealidad. El RDA es un análisis directo del gradiente ambiental obtenido a partir de dos matrices basadas en correlaciones y se realiza a partir de una sola matriz.

El programa Canoco, cuenta con la opción “forward selection” que puede utilizarse para clasificar las variables explicativas según su importancia para el ordenamiento de las especies. De esta manera un gran conjunto de variables ambientales se puede reducir a uno pequeño pero de mayor poder explicativo. Además, el análisis directo a través del RDA puede combinarse con la prueba de permutación de Monte Carlo que posibilita examinar la significancia estadística ($p < 0,05$) de la relación entre las variables ambientales y los valores de ordenación de las muestras y los datos biológicos (Ter Braak y Smilauer, 2002).

El RDA es un análisis que requiere que los datos presenten una respuesta lineal, esto se comprueba mediante un Análisis de Correspondencia Destendenciado (DCA) que se aplicó previamente a los datos del fitoplancton. Si la longitud del gradiente de la variable es mayor de 4 desviaciones estándar (SD) los datos de las especies muestran claramente una respuesta unimodal, y si la longitud es menor de 4 SD la respuesta es lineal (Ter Braak, 1995; Ter Braak y Prentice, 1988). El DCA realizado mostró que los gradientes en los dos primeros ejes fueron cortos tanto para La

Salada (1,274 y 0,876 SD) como para Puan (1,894 y 1,145) lo que sugiere que un modelo de respuesta lineal es el apropiado para el análisis de estas variables en ambas lagunas.

Finalmente, con el objetivo de determinar las posibles interacciones “top-down” y “bottom-up” que no fueron visibles con los análisis de ordenamiento (RDA) se realizó un Análisis de Regresión Lineal Múltiple (ARLM) para la laguna de Puan utilizando el período abril de 2014 – abril de 2015. Este análisis se realizó para buscar posibles explicaciones en las bajas abundancias registradas en 2014. En cuanto a la laguna la Salada, se discutirán estas interacciones en función a lo registrado por Alfonso (2018).

El ARLM permite establecer la relación que se produce entre una variable dependiente (Y) y un conjunto de variables independientes (X_1, X_2, X_3). Los modelos resultantes sirven para predecir la respuesta de la variable dependiente en función de los valores de las variables independientes, pudiendo adoptar una estrategia de “paso a paso” con lo cual se seleccionan las variables independientes que más aportan al modelo en términos de significancia estadística, eliminando, a su vez, aquellas variables con multicolinealidad. Se seleccionaron como variables dependientes la abundancia y la biomasa del fitoplancton y los tres grupos funcionales de mayor representación porcentual de cada laguna. Como variables explicativas (independientes), se evaluaron aquéllas que pudieran tener un rol forzante (variables ambientales) o de predador (grandes grupos del zooplancton) en función de analizar los posibles controles “bottom-up” y “top-down” en cada laguna. Las variables fueron previamente transformadas con $\log(x + 1)$ y los análisis de regresión se realizaron utilizando el programa Statistica versión 7. La existencia de posibles relaciones tróficas (controles “top-down” y “bottom-up”) también fue abordada gráficamente mediante la observación de acoplamiento/desacoplamiento de las curvas temporales de abundancia y biomasa total de fitoplancton y abundancia de grandes grupos de zooplancton.

3. Resultados

3.1 Correlación de Pearson

Laguna de Puan

Los coeficientes de correlación de Pearson (r) entre las variables (meteorológicas, morfométricas y fisicoquímicas) y bióticas (Chl-*a*, índice de Shannon y abundancia y biomasa de fitoplancton) para la laguna Puan se presentan en la Tabla 1. La temperatura del aire presentó correlaciones positivas con la temperatura del agua, la precipitación y la concentración de nitrógeno y materia orgánica. La precipitación se correlacionó positivamente con la temperatura del agua y

negativamente con OD. El Nivel fue la variable que presentó el mayor número de correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0,05$), asociándose negativamente con conductividad, seston, OD y MO y positivamente con Secchi, concentración de fósforo y abundancia fitoplanctónica. De las variables bióticas, la abundancia de fitoplancton se observó influenciada por varias variables fisicoquímicas de forma positiva (temperatura del agua, Secchi y P) y negativa (conductividad y seston); en tanto que el índice de Shannon y Chl-*a* se correlacionaron negativamente con la concentración de oxígeno disuelto.

Laguna La Salada

Los coeficientes de correlación de Pearson (r) entre las variables abióticas (meteorológicas, morfométricas y fisicoquímicas) y bióticas (Chl-*a*, índice de Shannon y abundancia y biomasa de fitoplancton) para la laguna La Salada se muestran en la Tabla 2. De las variables climáticas, la temperatura del aire presentó el mayor número de correlaciones estadísticamente significativas ($p < 0,05$), siendo éstas positivas con la temperatura del agua y la profundidad de Secchi y negativa con OD, Chl-*a* y biomasa fitoplanctónica. En tanto que el Viento se correlacionó positivamente con el Nivel y negativamente con Secchi. El Nivel de agua se correlacionó negativamente con el Secchi, la concentración de nitrógeno y la conductividad. Las variables fitoplanctónicas (Chl-*a*, abundancia y biomasa de fitoplancton) se relacionaron positivamente con la temperatura del agua y la concentración de oxígeno; mientras que el índice de Shannon se correlacionó negativamente con el OD.

Tabla 1. Matriz con los coeficientes de Correlación de Pearson (r) entre las variables abióticas y bióticas para la laguna Puan. Con * se indican los valores significativos ($p < 0,05$) y con ** los altamente significativos ($p < 0,01$).

	T w (°C)	Chl a (µg/L)	Cond (mS/cm)	Seston (mg/L)	Secchi (m)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	MO (mg/L)	Ab (ind/ml)	Biomasa (mg/L)	Shannon	Nivel (m)	Pp (mm)	T a (°C)	Viento (km/h)
T w (°C)	1															
Chl a (µg/L)		1														
Cond (mS/cm)			1													
Seston(mg/L)			0,73**	1												
Secchi (m)			-0,78**	-0,82**	1											
OD (mg/L)		-0,55**	0,49*	0,38*	-0,53**	1										
NT (mg/L)	0,44*						1									
PT (mg/L)								1								
MO (mg/L)			0,59**	0,78**	-0,65**		0,37*		1							
Ab (ind/ml)	0,41*		-0,71**	-0,45*	0,47*			0,42*		1						
Biomasa (mg/L)										0,75**	1					
Shannon						0,46*						1				
Nivel (m)			-0,93**	-0,70**	0,75**	-0,47*		0,51*	-0,49*	0,55*			1			
Pp (mm)	0,69**					-0,42*								1		
T a (°C)	0,89**						0,51*		0,60**					0,73**	1	
Viento (km/h)						-0,42*										1

Tabla 2. Matriz con los coeficientes de Correlación de Pearson (r) entre las variables abióticas y bióticas para la laguna La Salada. Con * se indican los valores significativos ($p < 0,05$) y con ** los altamente significativos ($p < 0,01$).

	T agua (°C)	Chl- <i>a</i> (µg/L)	Cond (mS/ cm)	Seston (mg/L)	Secchi (m)	OD (mg/L)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	Ab (ind/ml)	Biomasa (mg/L)	Shannon	Nivel (m)	T aire (°C)	Viento (km/h)
T agua (°C)	1													
Chl- <i>a</i> (µg/L)	-0,69**	1												
Cond (mS/cm)			1											
Seston (mg/L)				1										
Secchi (m)	0,37*		0,50*		1									
OD (mg/L)	-0,55**	0,52**				1								
NT (mg/L)							1							
PT (mg/L)								1						
Ab (ind/ml)	-0,37*	0,49*				0,40*			1					
Biomasa (mg/L)	-0,56**	0,60**		0,39		0,43*			0,86**	1				
Shannon						-0,41*			-0,43*		1			
Nivel (m)			-0,94**		-0,61**		-0,44*					1		
T aire (°C)	0,90**	-0,65**			0,52*	-0,71**				-0,43*			1	
Viento (km/h)					-0,50*							0,44*		1

3.2. Relación entre los grupos funcionales del fitoplancton y las variables ambientales.

Análisis de Redundancia

Los gráficos triplot del RDA (Figuras 2 y 3) exponen la distribución de las variables planctónicas, las variables ambientales y las fechas de muestreo para todo el período analizado en ambas lagunas.

Laguna de Puan

En Puan (Figura 2) el Factor de Inflación de la Varianza fue para todas las variables menor a 20 (Conductividad= 16,36; OD= 3,93; Precipitación= 2,47; Seston= 3,84; Temp.H2O= 3,78; Secchi= 4,03; MO= 2,72; Viento= 2,28; Nivel= 18,98; N= 5,20; P= 3,17). Los dos primeros ejes del RDA explican de manera conjunta el 72,6 % de la variabilidad. El eje 1 se correlacionó positivamente de con Conductividad= 0,36; Seston= 0,17 y negativamente con N= -0,57; P= -0,52; Temp.H2O= -0,51; Precipitación= -0,49; Nivel= -0,49. En el sector positivo de este eje se distribuyen las muestras de otoño e invierno de 2014 que se ven asociados con Abundancia de Zooplancton, y los grupos Y y L₀. En el sector negativo del eje 1 se ordenaron las muestras de primavera de 2014 y verano y otoño de 2015 asociados a los grupos X2, P, MP y C (cuadrante inferior izquierdo) y muestras de primavera de 2015 asociados a X1, D, W1, Biomasa y Abundancia de Fitoplancton (cuadrante superior izquierdo). El eje 2 presentó correlaciones positivas con Secchi= 0,82; Nivel= 0,66; Viento= 0,34 y negativas con Conductividad= -0,77; Seston= -0,59; OD= -0,52; MO= -0,51; N= -0,41; Precipitación= -0,36 y. En el sector positivo de este eje se observaron la mayoría de las muestras de 2016 asociadas a M, S2, TB, Cl-a y LM. En tanto, en el sector negativo se ubicaron muestras de 2014 y 2015 relacionadas a Shannon, G y Abundancia de zooplancton.

El test de Monte Carlo ($p = 0,04$) indicó significancia estadística para el RDA de la laguna Puan. Para esta laguna el porcentaje de explicación de ambos ejes fue alto y se observan gradientes temporales claramente definidos por relaciones biológico-ambientales. En el Eje 1 (46,8%) se observan dos agrupaciones opuestas por un marcado gradiente de precipitación, nutrientes y temperatura del agua. Bajos valores de estas variables se observaron en muestras de invierno de 2014 y 2016 y elevados valores en muestreos de otoño y primavera de 2015 agrupados con altos valores abundancia y biomasa de fitoplancton y grupos como C, MP y X1. En tanto en el Eje 2 (25,8%) se observaron dos gradientes ambientales: uno marcado por Secchi y Nivel y otro por Conductividad y Seston con altos y bajos valores, respectivamente, asociados a muestras de otoño de 2016 y M. En el otro extremo del gradiente (bajos valores de Secchi y Nivel y altos de

Conductividad y Seston) se ordenaron muestras de otoño e invierno de 2014 asociadas a la abundancia de zooplancton.

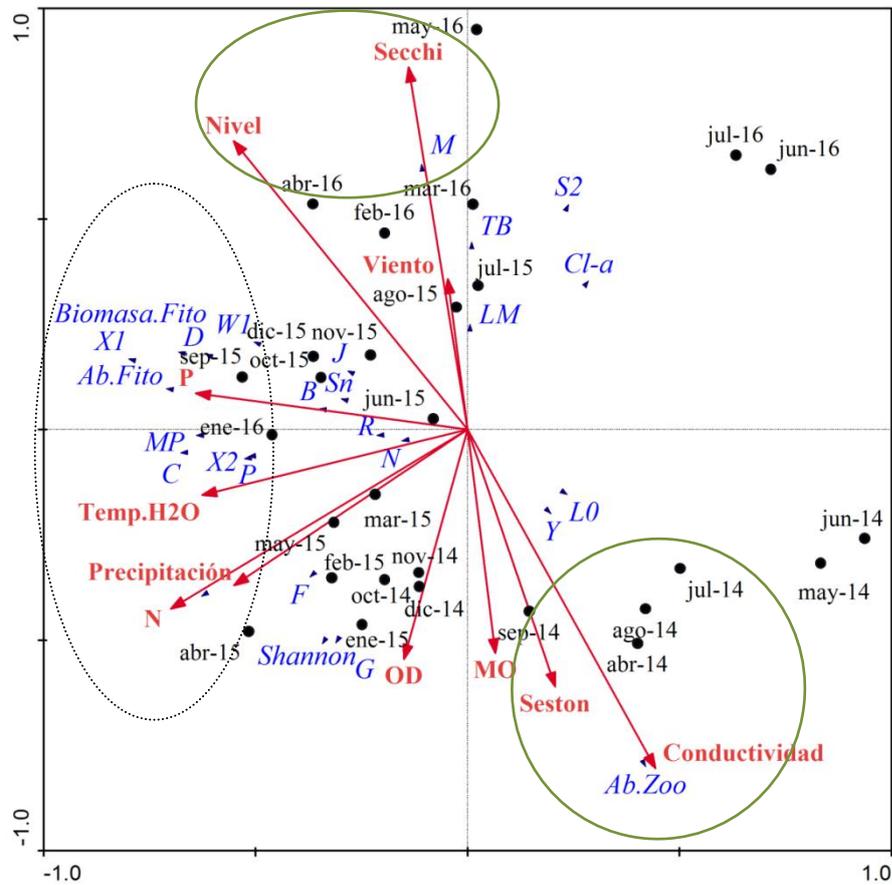


Figura 2. Resultados del RDA para Puan. En el mismo se observa el ordenamiento de las variables ambientales (flechas rojas), las variables fitoplanctónicas (puntas de flechas azules) y las muestras (círculos negros). El Eje 1 (X) explicó el 46,8% de la varianza y el Eje 2 (Y) el 25,8%.

Laguna La Salada

En La Salada (Figura 3) el Factor de Inflación de la Varianza fue para todas las variables menor a 10 (Conductividad= 7,95; OD= 5,62; Precipitación= 2,21; Seston= 3,43; Tw= 2,43; Secchi= 2,49; MO= 2; Viento= 7,4; Nivel= 9,98; N= 2,98; P= 2,63). Los dos primeros ejes del RDA explican de manera conjunta el 56 % de la variabilidad. El eje 1 fue mayormente correlacionado de manera positiva con Tw= 0,46; OD= 0,44; Seston= 0,43; Conductividad= 0,36; MO= 0,3 y Precipitación= 0,25 y de manera negativa con N= -0,26; P= -0,26; Viento= -0,17. En el sector positivo de este eje se distribuyen las muestras de otoño, invierno y primavera de 2014 y abril y septiembre de 2013 asociadas con Abundancia de Fitoplancton, Chl-a, Biomasa de Fitoplancton, X3 y B, junto con muestras de verano de 2015. En el sector negativo del eje 1 se agruparon todas

3.3. Análisis de Regresión Lineal Múltiple y posibles interacciones “top-down” y “bottom-up” en La Laguna de Puan.

Se analiza a continuación la existencia de interacciones “top-down/bottom-up” que puedan producir un control sobre la abundancia y biomasa fitoplanctónica, producto de relaciones tróficas (con la abundancia de grupos zooplanctónicos) o ambientales (con variables climáticas, morfométricas y fisicoquímicas). Los resultados obtenidos a partir de los modelos del ARLM, que predicen el valor de la variable dependiente en relación con otras independientes (Tabla 3), se expresan conjuntamente con la interpretación de situaciones de acoplamiento/desacoplamiento en las curvas de los gráficos de la dinámica temporal de la abundancia total del fitoplancton y zooplancton (Figura 3) y la abundancia de grandes grupos zooplanctónicos para la Laguna de Puan (Figura 4).

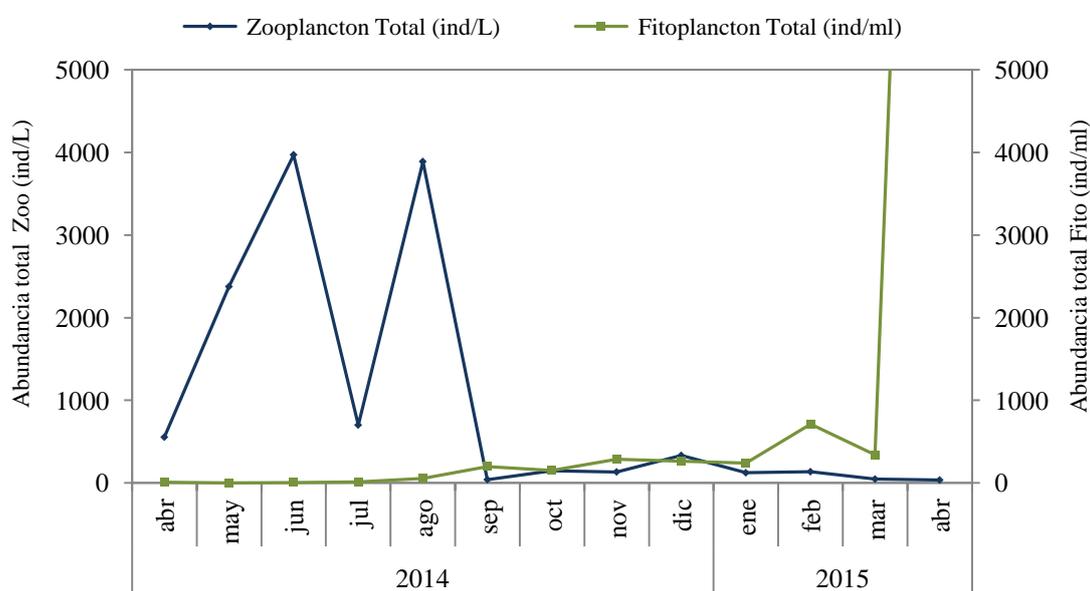


Figura 3. Variación temporal de la abundancia de zooplancton (ind/L) (eje principal). Abundancias fitoplancton (ind/ml) (eje secundario) en Puan. Abril de 2014-abril de 2015.

Los modelos de ARLM obtenidos para abundancia y biomasa de fitoplancton en la Laguna de Puan, mostraron una muy buena explicación de su variabilidad (R^2 aj.= 0,93) y una buena significancia estadística ($p < 0,05$). Tanto la abundancia como la biomasa fitoplanctónica se relacionaron positivamente con OD y precipitación y negativamente con la abundancia de copépodos. Además, la abundancia fitoplanctónica se relacionó positivamente con el nivel y la conductividad y negativamente con Secchi y Viento. En tanto que la biomasa del fitoplancton en Puan también se vio influenciada positivamente por Viento y Secchi y negativamente por la abundancia de cladóceros. Las relaciones tróficas observadas en los modelos de esta laguna

evidencian posibles controles “top-down” de copépodos y cladóceros sobre el fitoplancton. Más específicamente el posible control de cladóceros se repite sobre los tres grupos funcionales más abundantes en este período, sumado al de copépodos sobre el grupo más representativo (P; Tabla 3). Estas interacciones se ven claramente en las Figuras 3 y 4, al observarse los mayores valores de abundancia de zooplancton (con gran representación de copépodos y cladóceros) en el período de menor abundancia y biomasa fitoplanctónica (abril – agosto de 2014). Este desacople de curvas se revierte en el período de enero-abril de 2015, donde se podría especular que el aumento en abundancia y biomasa del fitoplancton se debe a la ausencia de control “top-down” por parte del zooplancton.

Tabla 3. Resultados del Análisis de Regresión Lineal Múltiple (ARLM). Se muestra el porcentaje de explicación de la varianza teniendo en cuenta la cantidad de variables del modelo (R^2 ajustado) y la significancia (p). En negritas se indican las variables estadísticamente significativas.

VARIABLES DEPENDIENTES	Modelos	R^2 aj.	p
Puan			
Abundancia Fitoplancton	= 53,70 Nivel + 3,78 OD + 0,65 Precipitación - 14,39 Secchi + 41,98 Conductividad - 0,78 Viento - 0,21 Copepodos	0,93	p<0,05
Biomasa Fitoplancton	=5,85 OD - 0,41 Cladoceros + 0,61 Viento + 4,31 Secchi - 0,22 Copepodos + 0,30 Precipitación	0,93	p<0,01
C	= -0,87 Cladoceros	0,34	p<0,05
W1	= -0,86 Cladoceros	0,41	p<0,05
P	= -0,59 Cladoceros - 0,28 Rotíferos - 0,37 Copepodos	0,56	p<0,05

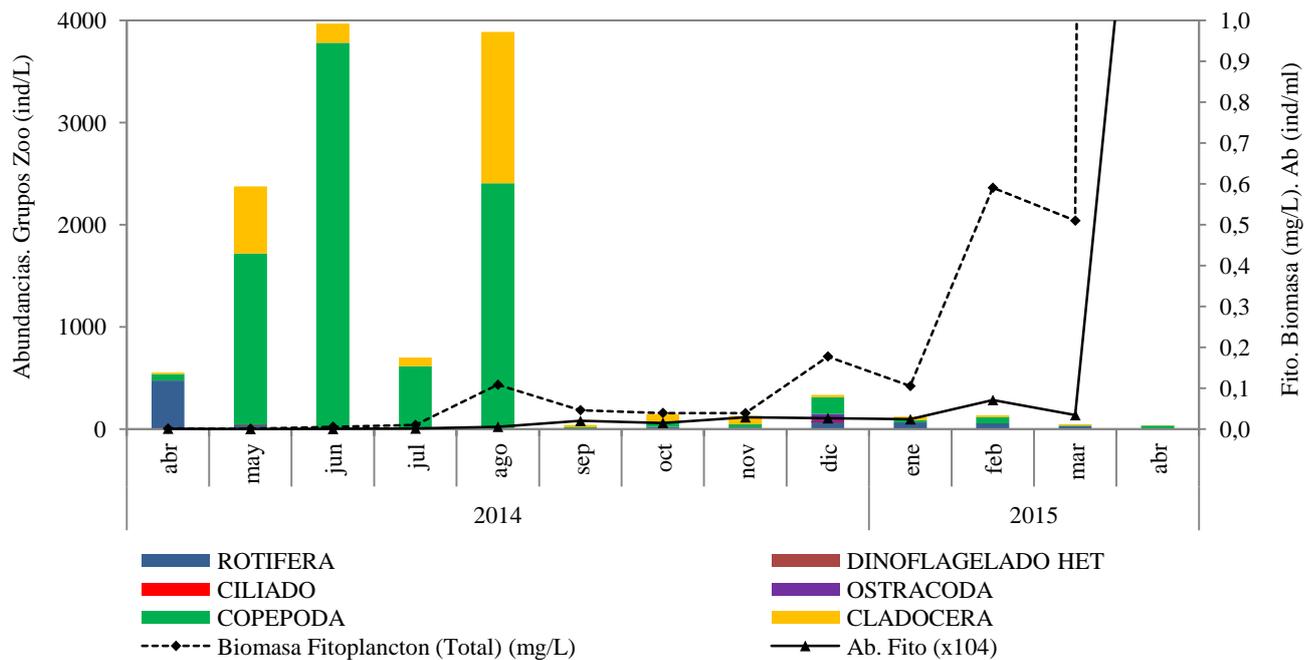


Figura 4. Abundancia de grupos zooplantónicos (ind/L) (eje principal). Biomasa (mg/L) y Abundancias totales ($\times 10^{-4}$ ind/ml) (eje secundario) en Puan. Abril 2014-abril 2015.

4. Discusión

Efecto de las variables ambientales sobre la abundancia, biomasa y grupos funcionales del fitoplancton.

En este capítulo se estudió la relación de la dinámica y composición del fitoplancton con las variables climáticas, fisicoquímicas y morfométricas en las lagunas Puan y La Salada, durante un período lluvioso. En Puan los significativos cambios detectados en el nivel de agua y las condiciones fisicoquímicas de esta laguna, principalmente temperatura, conductividad, seston y transparencia de Secchi influyen sobre la composición y la abundancia del fitoplancton. Estas relaciones han sido previamente documentadas para el fitoplancton de otras lagunas (Meerhoff, 2000; Muñoz et al., 2001; Petra et al., 2003).

Las muestras de otoño e invierno de 2014 asociadas a bajos valores de Secchi y Nivel y altos de Conductividad, Seston y abundancia de zooplancton, marcan las condiciones características de un ambiente turbio generado por la baja profundidad del agua, la cantidad de material en suspensión y altos valores de conductividad. Esto concuerda con Jeppesen et al. (2015) dado que las condiciones de sequía de los años anteriores (ver Capítulo 2) generaron estas características en el agua de la laguna, al comienzo del estudio. Los bajos valores de abundancia y biomasa de fitoplancton registrados en períodos invernales de 2014 y 2016 podrían explicarse por los altos valores de seston

y zooplancton. La disminución de la penetración de la luz (por aumento del material particulado) como condicionante del crecimiento de fitoplancton concuerda con lo expuesto por (Torremorell et al., 2009; Zohary et al., 2010). A su vez, la presión de pastoreo del zooplancton también ha sido documentada como causa de bajas abundancias fitoplanctónicas por Drenner & Hambright (2002).

Por otro lado, durante 2015 el aumento del nivel de agua, debido a las precipitaciones que se fueron acumulando desde la primavera de 2014, generaron condiciones en Puan de mayor disponibilidad de nutrientes. Estas circunstancias explican el marcado gradiente de precipitación, nivel, nutrientes y temperatura del agua (ver Figura 2, Eje 1) con elevados valores de estas variables durante otoño y primavera de 2015 relacionados a altos valores de abundancia y biomasa de fitoplancton compuesto por grupos como C, MP (principalmente diatomeas de gran tamaño) y X1 (clorofitas de pequeño tamaño). El aumento de la turbulencia en la columna de agua, junto al aumento de su nivel, podrían producir la resuspensión de diatomeas de mayor tamaño (MP), que suelen encontrarse esporádicamente en el plancton y es documentado como un grupo típico de lagos poco profundos enriquecidos por nutrientes (Padisak et al., 2009).

La presencia de una floración de *Microcystis aeruginosa* (especie más representativa del grupo M, ver Figura 6, Capítulo 4) durante el otoño de 2016, con niveles de aguas más altos y mayor transparencia, se contradice con lo registrado por algunos autores (Marengo et al., 2010; Moss et al., 2011; Roland et al., 2012; Brasil et al., 2016) que postulan que bajo condiciones de altas temperaturas, bajos niveles de agua y escasa transparencia se favorecen los eventos de floraciones de cianobacterias en lagos someros. En general, reservorios donde se recupera el nivel de agua después de un período seco, tienen significativamente menores concentraciones de nutrientes, menor biomasa de fitoplancton, cianobacterias y aguas más claras (Brasil et al., 2014; Teferi et al., 2014). Sin embargo, es importante destacar que se ha registrado que las células de latencia de las colonias de *M. aeruginosa*, se pueden acumular en los sedimentos y emerger durante los meses cálidos (Verspagen et al., 2005). Es probable que los procesos biogeoquímicos ocurridos en los sedimentos ejerzan un control crítico sobre los nutrientes y la dinámica del fitoplancton. Se considera además, que la alta variabilidad hidrológica y la movilización de nutrientes desde la tierra al agua luego de lluvias intensas seguidas de períodos prolongados de sequía podría explicar las floraciones masivas de cianobacterias en estuarios, embalses y lagos, según exponen O' Farrell et al. (2015).

Además, es sabido que el ingreso de nutrientes por escorrentía en períodos de mucha descarga podría generar una rápida floración del fitoplancton, por ende una menor precipitación reducirá la escorrentía y potencialmente disminuirá la carga de nutrientes (Jeppesen et al., 2009, 2011). Los lagos someros son altamente vulnerables al enriquecimiento de aguas con nutrientes, y esto ha sido

indicado como la principal causa de floraciones fitoplanctónicas (Schindler et al., 2008). En Puan este estudio registró una vinculación positiva entre temperatura del aire, del agua, precipitación y nivel con la concentración de nutrientes, así como una asociación significativa entre el fósforo total y la abundancia de fitoplancton. El fósforo es considerado generalmente el nutriente limitante para el crecimiento del fitoplancton en lagos y el responsable de la eutrofización (Schindler, 1977, 2012). Aunque no parece haber un cambio significativo de las concentraciones de este elemento durante todo el período de estudio en Puan, O'Farrell et al. (2011) encontraron que a pesar de una lenta eutrofización en Laguna Grande (Región Pampeana), los cambios en el nivel del agua representaron cambios en las macrofitas flotantes y dominio del fitoplancton. Por ende, se podría inferir que en Puan la floración *M. aeruginosa* (en 2016) y el aumento del fitoplancton total (a partir del 2015) podría tener relación con un aumento en la temperatura del agua y condiciones de nutrientes favorables (relación N/P) debido a que este ambiente fluctúa en sus condiciones fisicoquímicas en respuesta a cambios en el nivel del agua y las variables climáticas.

Para las lagunas pampeanas, Quirós et al. (2002) manifiestan que existe un continuo entre estos estados, con etapas alternantes de agua claras y turbias. Similares condiciones de NT, PT, seston y baja biomasa algal a las registradas en Puan, fueron detectados en La Limpia, una laguna “turbia inorgánica” (Allende et al., 2009; Izaguirre et al., 2012). Izaguirre et al. (2012) identificaron los grupos X1, X2 y P para esta laguna, grupos funcionales que fueron asociados a los períodos de mayor abundancia y biomasa fitoplanctónica registrados en esta tesis para Puan.

Para La Salada, en cambio, los resultados de esta tesis no indicaron un gradiente temporal claro en la distribución de las variables ambientales. De hecho, la temperatura del aire y las precipitaciones no influyeron sobre el nivel de agua ni sobre la concentración de los nutrientes, y ninguna de estas últimas variables tuvo un efecto significativo sobre la abundancia y biomasa del fitoplancton. Esto se debe a que La Salada es un sistema regulado antrópicamente, mediante un canal principal derivado del Río Colorado, la Corporación de Fomento del Valle Bonaerense del Río Colorado (CORFO) entidad que deriva agua, en relación al uso y demanda de la zona (Alfonso, 2018). Sólo la temperatura del agua (dependiente de la temperatura del aire) parece tener una influencia indirecta. En otoño e invierno, con bajos valores de temperatura se documentaron los menores valores de abundancia zooplanctónica, en tanto que durante el verano de 2015 se registraron las mayores abundancias de zooplancton en La Salada (Alfonso, 2018); de esta manera, debido al menor control por parte del zooplancton, se explicarían las mayores abundancias de fitoplancton registradas en período más frío. Las características típicas de esta laguna, altos niveles de OD y Conductividad sumado a las bajas temperaturas registradas en otoño e invierno parecen favorecer el desarrollo de especies del género *Ochromonas*, documentada en ambientes fríos

(Izaguirre et al., 2003; Izaguirre & Saad, 2014), perteneciente al grupo funcional X3 y dominante en términos de abundancia fitoplanctónica en esta laguna durante todo el período de muestreo. La elevada transparencia del agua de esta laguna, junto con la presencia de carofitas en el fondo (Alfonso, 2018) y el predominio de fitoplancton de pequeño tamaño, con una alta relación superficie/volumen, como pequeños flagelados (X3) concuerda con las características de una laguna “clara con vegetación” (Scheffer et al., 1993; Scheffer et al., 2003). La presencia de flagelados es coherente con lo expuesto por Izaguirre et al., (2012) para otras lagunas pampeanas claras. Sin embargo, las abundancias fitoplanctónicas elevadas registradas en esta laguna no coinciden con las bajas abundancias detectadas para otras lagunas de la región de tipo clara con vegetación arraigada como son Kakel Huincul y El Triunfo (Izaguirre et al., 2012). No obstante, la baja concentración de clorofila *a* es debida al reducido tamaño de la especie dominante (*Ochromonas*, 5-10 μm) durante todo el período de muestreo, ya que su biovolumen aporta poco a la biomasa fitoplanctónica.

Las dos lagunas presentaron en algún momento un estado de aguas claras, durante 2016 (Puan) y durante todo el período estudiado (La Salada). La dominancia de pequeños flagelados mixotróficos (Chrysophyceae y Cryptophyceae) en La Salada y cianobacterias coloniales (*Microcystis aeruginosa*) en Puan durante su estado de lagunas “clara” puede ser explicado por sus tasas de sedimentación más bajas en comparación con las grandes células no flotantes (Søndergaard y Moss, 1998).

Posibles control “top down”/ “bottom up” en la Laguna de Puan y La Salada.

Las relaciones tróficas observadas en la Laguna de Puan muestran un posible control “top-down” de copépodos y cladóceros sobre el fitoplancton, observándose un desacople con mayores valores de abundancia de zooplancton en el período de menor abundancia y biomasa fitoplanctónica (abril – agosto de 2014). Dos de los principales componentes de la red alimentaria de lagos de agua dulce, son el plancton y la comunidad de peces (Persson et al., 1988) por lo que la interacción entre estos niveles puede estructurar la trama trófica en cuestión. En un meta-análisis sobre las cascadas tróficas en ecosistemas de agua dulce, Brett & Goldman (1996) mostraron que la influencia de los peces zooplanctívoros reduce la biomasa del zooplancton y favorece el aumento de la biomasa del fitoplancton. Teniendo en cuenta esto, la importante presión de pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton registrado en el año 2014 para Puan, podría ser explicada por la ausencia de peces en esta laguna. Esta afirmación se basa en que, según un informe del Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, durante 2014 en el relevamiento de la comunidad ictícola lagunar, no se registraron capturas (Ministerio de Asuntos Agrarios, 2014). Durante 2013, esta entidad había reportado la misma situación. Debido a que la mayoría de los planctívoros son depredadores

selectivos de tamaño, la presión de depredación reducida generalmente resulta en una mayor abundancia de zooplancton de mayor tamaño (Northcote et al., 1988; Hulot et al., 2000). El zooplancton más grande puede ejercer una mayor presión de pastoreo sobre el fitoplancton en comparación con el zooplancton más pequeño (Knoechel & Holtby, 1986). Esto indicaría que la ausencia de peces en esta laguna es una condición que se venía prolongando de años anteriores y habría beneficiado la proliferación del zooplancton sobre el fitoplancton, especialmente durante 2014.

En cuanto a un control a un posible efecto “*top down*”/ “*bottom up*” en La Salada, Alfonso (2018) analizó el zooplancton de esta laguna. Según esta autora, este ambiente se caracteriza por la ausencia de Cladóceros y la predominancia de especies zooplanctónicas de pequeño tamaño. Las mayores abundancias las registró en los meses de primavera-verano y las menores en los meses de otoño-invierno. La abundancia total registró valores entre 2,8 ind/ L (julio de 2013) y 1308 ind /L (enero de 2013), entre 30 ind /L (agosto de 2013) y 2421 ind /L (enero de 2014) y entre 9 ind/L (julio de 2013) y 4188 ind/ L (enero de 2014) en las tres estaciones estudiadas, respectivamente. Además se registró la presencia de peces en este cuerpo de agua (*Odonthestes* sp.) y la madrecita de agua (*Jenysia lineata*), ambas especies tienen una alimentación de tipo zooplanctófaga (Bersain & Velasco, 2015).

En este sentido el control de arriba hacia abajo (top down) podría tener un impacto en el zooplancton en La Salada. Teniendo en cuenta los valores registrados por Alfonso (2018) que indican una comunidad poco diversa con bajas abundancias, habría una menor presión de pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton, en especial considerando las importantes abundancias registradas de fitoplancton (40.000 - 100.000 ind /ml). Sin embargo, los máximos de fitoplancton coinciden con los valores mínimos de zooplancton registrado por esta autora. Esto podría deberse a un control top-down. Hulot et al. (2014) plantean que la biomasa de herbívoros grandes (que suelen preda selectivamente sobre algas altamente comestibles que son pequeñas y desprotegidas) tiende a disminuir en presencia de peces. En La Salada la presencia de peces favorecería las bajas abundancias de zooplancton.

Por lo tanto, el control descendente (“top-down”) en La Salada, del zooplancton sobre el fitoplancton no sería tan evidente como en Puan, pero si podría haber un efecto más intenso de los peces sobre el zooplancton. Por otro lado, la baja concentración de nutrientes durante todo el período de estudio tampoco explicaría una posible relación “bottom up”. Nuevamente, es inevitable caer en la particularidad de la especie dominante de esta laguna (*Ochromonas* spp.) su gran relación superficie/volumen le da mayor capacidad de absorción de nutrientes, lo cual, sumado a su

condición de mixotrófica podrían explicar los altos valores de abundancia de fitoplancton en condiciones de nutrientes limitantes.

Sin embargo, es importante tener en cuenta que para hablar de la existencia de controles “top-down / bottom up” es fundamental confirmar los datos con experimentos de pastoreo *in situ*, por lo que los resultados aquí expuestos sólo pueden inferir las posibles relaciones tróficas analizadas.

5. Conclusiones

Las fluctuaciones en el nivel de agua de la Laguna de Puan son reguladas por las lluvias a nivel local y regional, afectando directamente las características del hábitat y la estructura de las asociaciones planctónicas en este sistema. De esta forma, los resultados de la investigación en la Laguna de Puan, muestran que ésta actúa como centinela de la variabilidad climática. El aumento de las precipitaciones observado en este período lluvioso produce un aumento en el nivel del agua asociado con cambios en las características fisicoquímicas (concentración de nutrientes, temperatura y transparencia) que promueven el aumento fitoplanctónico en términos de abundancia y biomasa, marcado por una clara sucesión de grupos funcionales que responden a la fluctuación de las condiciones de esta laguna.

Durante 2014 la laguna de Puan sufría las consecuencias de años anteriores secos, con baja transparencia del agua y elevada conductividad. La ausencia de peces y las condiciones antes mencionadas favorecieron el desarrollo de la comunidad zooplanctónica generando una importante presión de pastoreo, con un claro control “top-down” sobre el fitoplancton. En 2015 el nivel del agua se restableció dando lugar en primera instancia a especies de grupos funcionales de mayor tamaño (MP) y oportunistas (W1), mientras que al final del período de estudio (2016) se observó un bloom de *Microcystis aeruginosa* (M) cuya capacidad de latencia y potencial de toxicidad magnifican la importancia del monitoreo del fitoplancton en esta laguna.

La Salada, en cambio, al ser un ambiente regulado por el hombre, no reveló una respuesta significativa a la variabilidad climática. El mantenimiento artificial del nivel del agua influye en la escasa fluctuación de las variables fisicoquímicas de la laguna. Esto le permite a este ambiente mantener cierta estabilidad temporal en sus características (elevadas transparencia y conductividad) que colabora con el desarrollo y permanencia de un grupo funcional (X3) dominante. Este grupo compuesto por pequeños flagelados aprovecha su capacidad de mixotrofia para adaptarse a la disponibilidad de recursos. La presión de pastoreo en La Salada tendría un control top-down, que se evidencia mediante el desacople de los picos de abundancia entre el fitoplancton y el zooplancton.

El uso de grupos funcionales propuestos en la clasificación Reynolds (2002) proporciona una herramienta para la caracterización de las lagunas estudiadas, dado que los principales grupos detectados en cada una de ellas refleja las principales características de la comunidad fitoplanctónica. En los casos analizados, esto se refleja en la dominancia de flagelados mixotróficos (Chrysophyceae y Cryptophyceae) en La Salada y en la detección de un evento de bloom de pequeñas cianobacterias coloniales potencialmente tóxicas (*Microcystis aeruginosa*) en Puan.

Como se observó, los grupos funcionales, aunque pertenecientes al mismo nivel trófico, no responden de la misma forma a una perturbación (enriquecimiento por nutrientes o presión de pastoreo) y a veces esta respuesta es opuesta. En este sentido el análisis de la sucesión temporal de los grupos funcionales se transforma en una herramienta fundamental para la comprensión de la respuesta del fitoplancton a los diferentes forzantes climáticos.

CAPÍTULO 6

VARIACIÓN DIARIA DE LA CLOROFILA *a* EN LAGUNA LA SALADA

1. Introducción

Uno de los mayores problemas en limnología es la falta de antecedentes de medición de parámetros ambientales durante períodos largos de tiempo. Este tipo de monitoreo y su análisis requiere obtener información de series largas de tiempo y con una importante distribución espacial. Esto además, representa en muchos casos, un alto costo económico, sumado al esfuerzo de analizar e interpretar grandes volúmenes de datos. Los estudios de larga duración son a su vez imprescindibles para comprender los efectos del clima sobre el funcionamiento de los cuerpos de agua.

Los eventos extremos relacionados con los fenómenos meteorológicos son típicamente impredecibles, y su duración es a menudo corta. Las respuestas abióticas y bióticas, de eventos meteorológicos no se pueden analizar en escalas temporales con monitoreos de baja frecuencia. Las respuestas biológicas a cambios repentinos en las condiciones meteorológicas, son variadas y complejas, y las mismas se generan en corto plazo. Por lo tanto son indetectables en muestreos tradicionales (e.g. mensuales) (Jennings et al., 2012).

Los sistemas de baja presión, denominados ciclones, presentan una circulación en sentido de las agujas del reloj. Estos sistemas tienen forma circular o elíptica y la presión atmosférica es más baja en el centro. Los ciclones están asociados a fuertes vientos y frentes y a veces tormentas. Generan vientos al atraer masas de aire desde zonas de alta presión o anticiclónicas. La trayectoria típica que tienen estos sistemas de baja presión, en la República Argentina, se muestra en la Figura 1 (Celemin, 1984).

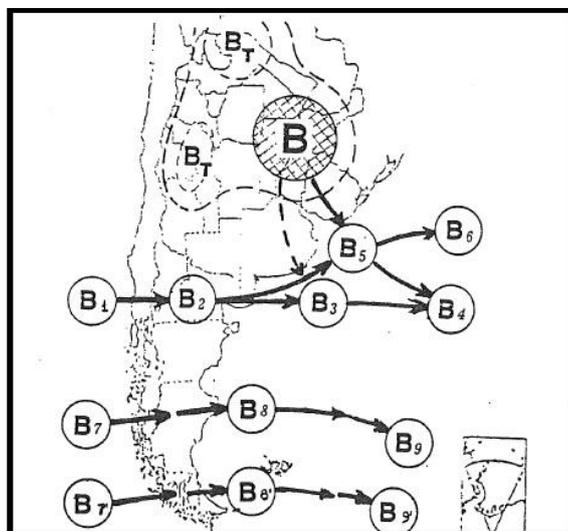


Figura 1. Trayectoria de los centros de baja presión en la Argentina (Modificado de Celemin, 1984)

El comportamiento de la clorofila durante el pasaje de ciclones y anticiclones ha sido estudiado en el Océano Indico, en la Bahía de Bengala (Vinaychandran, 2009; Maneesha et al., 2011). Estos estudios analizaron la biomasa de fitoplancton utilizando imágenes derivadas de satélite y observaciones de series temporales de Clorofila a y temperatura de la superficie del mar (SST). Los resultados son concluyentes en demostrar las variaciones antes y después del paso de un ciclón. Estos autores encuentran eventos de floraciones de cianobacterias y un aumento en la concentración de clorofila, luego del pasaje de ciclón. Los cambios en el estado del tiempo que generan repentinos cambios incluyendo fluctuaciones en la estabilidad y estratificación de la columna de agua (Imberger, 1994; Wilhelm & Adrian, 2008), aumento en la disponibilidad de nutrientes (Drakare et al., 2002; Foreman et al., 2004) y biológicos (Floder & Sommer, 1999; Hargeby et al., 2004; Paidere et al., 2007) han sido publicados. Estos estudios informan el efecto de eventos meteorológicos extremos en la clorofila a para sitios que difieren en el tamaño del lago, estado trófico y región climática del considerado en el presente estudio.

No existen demasiados estudios realizados en alta frecuencia de la clorofila. Hamilton et al. (2014) midieron la clorofila diaria por medio de sensores ubicados en boyas de monitoreo continua. Este trabajo se realizó en 2 lagos: uno de Estados Unidos y otro en Nueva Zelanda. Estos autores seleccionaron dos ambientes con características limnológicas distintas, para probar la aplicabilidad de un modelo, este representa un ejemplo del uso de boyas de alta frecuencia y el posterior desarrollo de modelos de simulación. Esta investigación forma parte de la Red Global del Observatorio Ecológico del Lago (GLEON; www.gleon.org; Hanson 2007, Weathers et al. 2013). Esta red abarca investigadores de todas las disciplinas (ecologistas, ingenieros, etc.) y su objetivo es estudiar, mediante sensores *in situ*, cómo los factores antropogénicos afectan los ecosistemas lacustres. La Red GLEON viene desarrollando trabajos con datos de alta frecuencia gracias a la instalación de boyas de medición continua en lagos ubicados en distintos países. En la Argentina, la Salada forma parte de esta red y la utilización de boyas de monitoreo continuo resulta un método novedoso que se encuentra en crecimiento.

Los monitoreos de alta frecuencia permiten una mejora en la interpretación de eventos meteorológicos y sus consecuencias limnológicas. Su efectividad y eficiencia se basa en poseer una mayor frecuencia de mediciones, mayor cobertura espacial que la alcanzada a través de la observación humana y de manera automatizada (Laas et al., 2012; Alfonso et al., 2015; Alfonso, 2018). En el monitoreo de alta frecuencia se detectan procesos asociados a eventos hidrológicos y climáticos de corto período que afectan la dinámica ambiental de los cuerpos de agua y a partir de los cuales las comunidades biológicas son afectadas (Porteret et al., 2009; Jennings et al., 2012). En nuestro país, es totalmente novedoso el estudio del funcionamiento de lagunas basadas en

monitoreo de alta frecuencia. El trabajo de Tesis de Alfonso (2018) representa el primer análisis limnológico de alta frecuencia de una laguna pampeana.

La determinación microscópica de muestras de fitoplancton y el cálculo posterior de la biomasa de algas conlleva un intensivo trabajo y requiere sólidas habilidades taxonómicas por parte del investigador (Utermohl, 1958; Hillebrand et al., 1999). La estimación de la biomasa de fitoplancton es una de las mediciones más útiles en limnología y oceanografía. Aunque se realiza con frecuencia, el enfoque no es trivial y los resultados son a veces difíciles de interpretar. En consecuencia, la concentración de clorofila *a* comenzó a ser utilizado como un sustituto rápido y proximal de medir de biomasa de fitoplancton (e.g. Strickland & Parsons, 1960; Kamoto, 1966; Dillon & Rigler, 1974).

La relación entre el biovolumen de algas y la concentración de clorofila *a* ha sido ampliamente aceptada, por lo tanto el análisis de clorofila puede ser utilizado como una medida de la biomasa del fitoplancton (Voros & Padisak, 1991). Sin embargo, es importante destacar que el contenido de clorofila en las células de fitoplancton está influenciado tanto por factores externos como internos. Por ejemplo, Messer & Ben Shaul (1972) encontraron que el contenido de clorofila *a* en las algas jóvenes es relativamente más alta que en las células más viejas en ausencia de luz y limitación de nutrientes. También existen diferencias en la composición durante las diferentes estaciones climáticas, cuando ocurre un cambio de estado trófico en el agua se observan eventos de sucesión (Margalef, 1960; Guillard & Kilham, 1977). Estos hechos, por mencionar algunos, pueden afectar considerablemente la relación entre la biomasa y la clorofila. La concentración de clorofila *a* puede usarse, si bien con precaución, como un buen predictor de la biomasa de fitoplancton (Kasprzak et al., 2008).

En este contexto, el objetivo de este capítulo es analizar el comportamiento de la clorofila medida en alta frecuencia como un indicador de la biomasa fitoplanctónica, para determinar patrones en la dinámica a un nivel temporal de mayor frecuencia, que los detectados con las muestras mensuales.

2. Materiales y métodos

2.1. Monitoreo de alta frecuencia Boya-EMAC La Salada

Se analizaron los datos de la boya autónoma EMAC (Estación de Monitoreo Ambiental Costero) Esta se localiza en el sector más profundo de la laguna La Salada (Figura 2). Fue construida por el Dr. Alejandro Vitale investigador especializado del Instituto Argentino de Oceanografía (IADO - CONICET) e instalada en la laguna La Salada en mayo del 2012. Se encuentra provista de sensores para la medición de variables limnológicas y meteorológicas (2,10 m de altura). Entre ellas se

encuentran la temperatura del agua, la concentración de oxígeno disuelto (OD, %), la conductividad eléctrica (mS/cm), la concentración de clorofila a (Chl *a*, mg/L) 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 sobre el fondo). Mide las siguientes variables meteorológicas: temperatura del aire (Taire, °C), velocidad (km/h) y dirección del viento y la humedad relativa (HR, %) (Figura 3). Para su correcto funcionamiento la boya tiene dos paneles solares que le proveen de energía solar. 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/>).

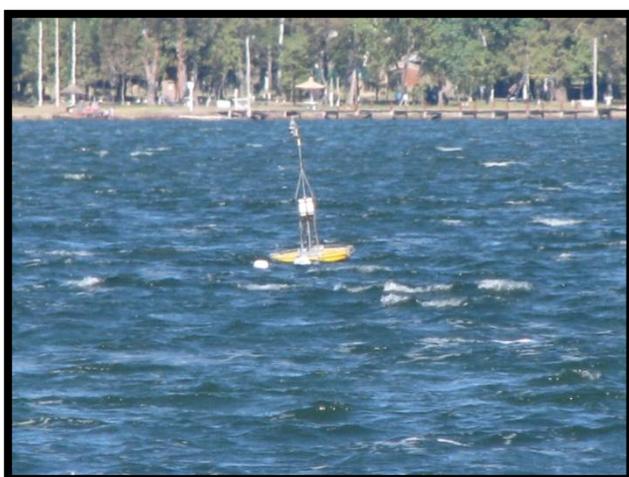


Figura 2. Boya EMAC de La Salada.

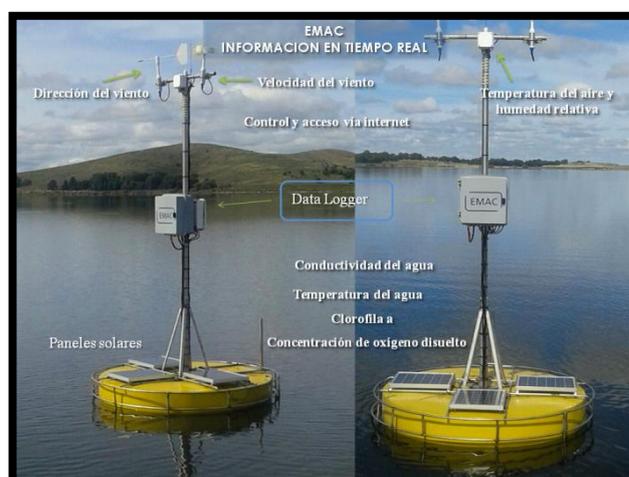


Figura 3. Sensores y partes de las Boya EMAC.

2.2. Monitoreo de baja frecuencia

2.2.1. Estimación de la biomasa fitoplanctónica

Se utilizaron las muestras de fitoplancton obtenidas en los muestreos de la laguna La Salada (ver Capítulo 3 y 4) durante octubre 2012 – mayo 2015. El análisis cuantitativo del fitoplancton se realizó siguiendo el método de Utermöhl (1958). Las muestras se contaron con un microscopio invertido Wild bajo un aumento de 400 X. Los recuentos se realizaron con un error estimado menor al 20%. La unidad de expresión de los resultados fue individuos por mililitro (ind/ml), de acuerdo a Ibelings et al. (1998) y Søballe & Kimmel (1987).

Para la biomasa fitoplanctónica, primero se estimó el biovolumen, se calculó multiplicando la densidad de cada especie por su respectivo volumen celular (μm^3) calculado como la media aritmética de los biovolúmenes de al menos 20 ejemplares. Las especies fueron aproximadas a formas geométricas conocidas (esferas, cilindros, conos, paralelepípedos, etc.). Las mediciones de

las dimensiones lineares se realizaron bajo microscopio óptico Nikon Eclipse 80i con una magnificación de 40 X y 1000X (Hillebrand et al., 1999; Sun & Liu, 2003). Los valores obtenidos de biovolumen se expresaron en $\mu\text{m}^3/\text{ml}$ y la biomasa se estimó asumiendo la densidad de las algas cercana a la del agua $1 \text{ g}/\text{cm}^3$. Los valores de biomasa final se expresaron en mg/L .

2.2.2. Determinación de Clorofila *a*

Para la determinación de clorofila *a* (Chl *a*) se filtró agua de la laguna con filtros Whatman GF/F de 45 mm de diámetro, los cuales se guardaron de manera apropiada en un freezer a $-80 \text{ }^\circ\text{C}$. La concentración de clorofila *a* (Chl *a*) se obtuvo por método espectrofluorométrico usando acetona 90% como solvente de extracción (Marker et al., 1980) (ver Capítulo 3).

2.3. Datos Meteorológicos

Los datos diarios de los sensores de temperatura del aire ($^\circ\text{C}$) temperatura del agua ($^\circ\text{C}$) velocidad (km/h), dirección del viento, humedad relativa (%), oxígeno disuelto (%) y clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$) (Chl *a* **B**) de la Boya-EMAC. Dichos datos fueron analizados utilizando herramientas estadísticas básicas (promedio, desvíos, máximos y mínimos).

Para determinar las relaciones entre los parámetros medidos con la Boya, la abundancia y la biomasa fitoplanctónica y la clorofila *a* obtenida por el método espectrofluorométrico (Chl *a*), se realizó un análisis de Correlación de Pearson. Las variables fueron previamente transformadas con $\log(x + 1)$. Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el programa estadístico InfoStat (versión estudiantil 2009). Posteriormente se realizó una Regresión Lineal Simple, para establecer el grado de relación de la clorofila (Chl *a* **B**) y la Chl *a*.

Para analizar los procesos atmosféricos temporales, se estudiaron a escala regional la ocurrencia del pasaje de centros de baja y alta presión (ciclón y anticiclón) mediante el estudio de los mapas sinópticos diarios del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, Argentina) y la base de datos Intelliscast (<http://www.intellicast.com/>). Cuando en el análisis de los datos se observaron variaciones significativas de la Chl *a* **B**, se recurrió a los mapas sinópticos atmosféricos para determinar si la causa era de origen meteorológica.

3. Resultados

3.1 Correlación de Pearson

Los resultados significativos de la correlación lineal de Pearson entre los promedios mensuales de los sensores de la Boya EMAC de temperatura del aire (T_a), temperatura del agua (T_w),

humedad relativa (HR), velocidad y dirección del viento, clorofila a (Chl a B), oxígeno disuelto con la abundancia y biomasa fitoplanctónica y la clorofila a (Chl a) medida en el laboratorio se muestran en la Tabla 1. Se destacan las correlaciones positivas entre Cl a y la clorofila medida con la boya ($r = 0,64$; $p < 0,01$).

Tabla 1. Matriz con los coeficientes de Correlación de Pearson (r) entre los parámetros medidos con la Boya y los parámetros biológicos (clorofila a (Cl a) biomasa fitoplanctónica (mg/L) y abundancia de fitoplancton (ind/ml). Con * se indican los valores significativos ($p < 0,05$) y con ** los altamente significativos ($p < 0,01$).

	T a (°C)	T w (°C)	HR (%)	Viento (km/h)	O ₂ (%)	Chl a (µg/L) Boya	Biomasa (mg/L)	Chl a (µg/L)
T a (°C)	1							
T w (°C)	0,91**	1						
HR (%)			1					
Viento (km/h)				1				
O ₂ (%)					1			
Chl a Boya(µg/L)	-0,64**	-0,55**		-0,29*		1		
Biomasa (mg/L)	-0,55**	-0,55**		-0,25*		0,46*	1	
Chl a (µg/L)	-0,72**	-0,72**		-0,39*		0,64 **	0,60	1
Abundancias (ind/ml)	-0,32	-0,43		-0,21		0,22	0,86**	1

3.2. Relación entre la biomasa fitoplanctónica, clorofila a y la clorofila a de La Boya-EMAC.

Los promedios diarios de clorofila en alta frecuencia se muestran la Figura 4. El promedio del período fue 7,8 (µg/L).

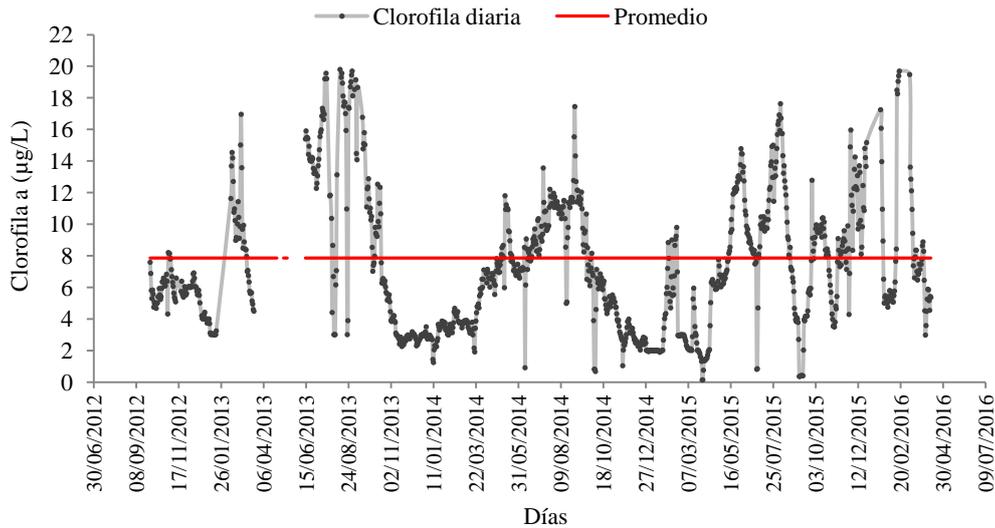


Figura 4. Datos diarios de clorofila *a* de La Salada. Línea roja es el promedio del período octubre 2012- abril 2016 (7,8 µg/L.).

Se examinó la relación general entre las biomásas fitoplanctónicas y la clorofila de la Boya en forma estacional y mensual (Figura 5 y 6) respectivamente. Se encontró que hay una correlación positiva y significativa ($r = 0,46$, $p < 0,05$). En segundo lugar, se analizó la relación entre los datos de clorofila de la Boya y la medida en el laboratorio (Cl *a*), de manera estacional (Figura 7) y mensual (Figura 8). También entre estos datos se encontró una correlación positiva y significativa ($r = 0,64$, $p < 0,001$).

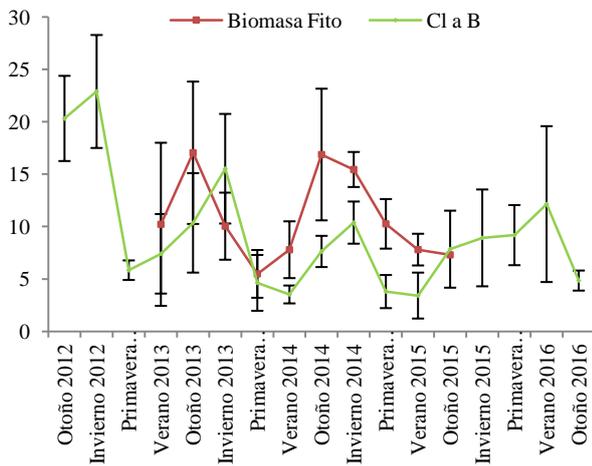


Figura 5. Variación estacional de la biomasa de fitoplancton (mg/L) y clorofila *a* (µg/L) (Chl a B).

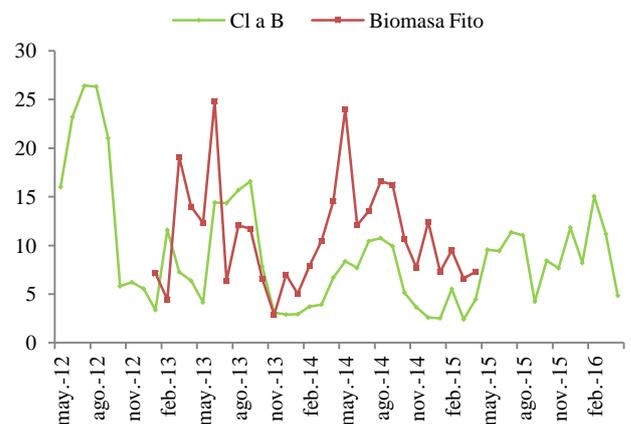


Figura 6. Variación mensual de la biomasa fitoplanctónica (mg/L) y la clorofila *a* (µg/L) (Chl a B).

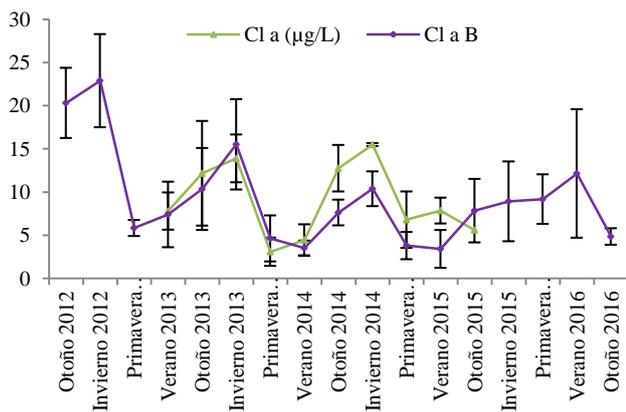


Figura 7. Variación estacional de la clorofila *a* (µg/L) y clorofila *a* (µg/L) (Chl *a* **B**).

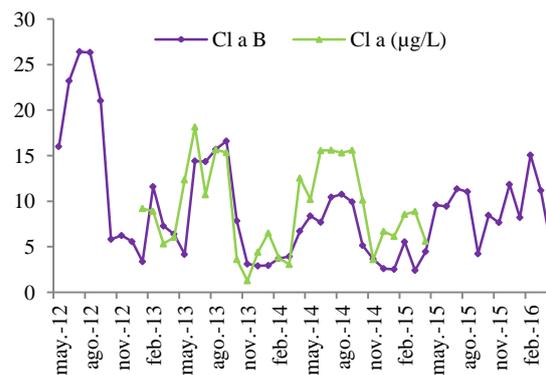


Figura 8. Variación mensual de la clorofila *a* (µg/L) y la clorofila *a* (µg/L) (Chl *a* **B**).

Para explorar los patrones estacionales tanto de biomasa y Cl *a*, con la clorofila de la Boya, se usaron los valores promedio mensuales del conjuntos de datos (Figura 6 y 8). Los ciclos estacionales muestran patrones similares, con picos durante el otoño y un declive durante primavera y verano. Es posible que un aumento de dinoflagelados y criptofitas, en el verano 2014 marque las diferencias en las tendencias (Figura 5), que se evidencian por el no solapamiento de los desvíos.

3.3. Relación entre la Chl *a* y la clorofila de la Boya – EMAC

La relación lineal entre la Chl *a* y la clorofila obtenida por el sensor de la Boya, se muestran en la Figura 9. Los datos del período octubre de 2012-abril de 2016 alta frecuencia fueron promediados mensualmente.

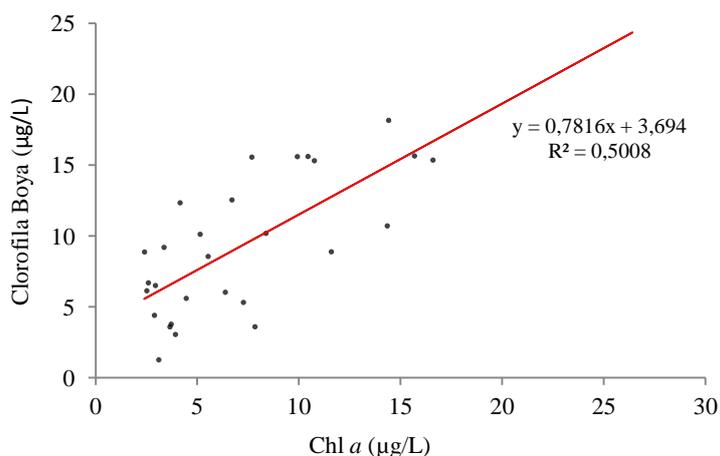
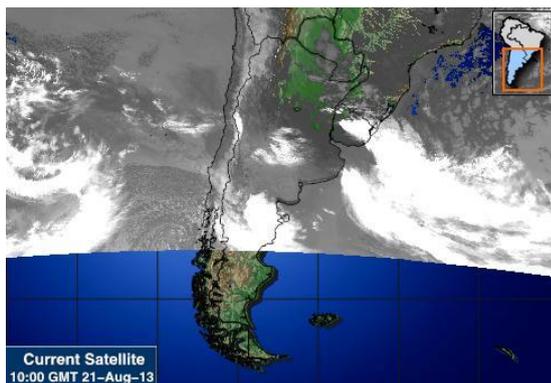


Figura 9. Relación entre la clorofila *a* espectrofluorométrica (Chl *a*) y la del sensor (Chl *a* **B**).

3.4. Efecto del pasaje de ciclones en la clorofila *a*

Mediante el análisis de datos diarios de clorofila obtenidos *in situ* en la Boya-EMAC, en el período octubre de 2012 – diciembre de 2015, se detectaron mínimos significativos. Se estudiaron las condiciones sinópticas del tiempo atmosférico cuando se produjeron los mínimos de clorofila *a*. Estos coincidían con el pasaje de un frente, caracterizado por baja presión, vientos fuertes y condiciones de nubosidad importantes o inestabilidad en forma de precipitación. Los días en los que se detectó el pasaje de un centro de baja presión en la laguna La Salada, ocurrieron mínimos de clorofila mensual. Cuando se detectaron estos mínimos, se observaron aumentos en la velocidad del viento y un descenso de la temperatura del agua. Ejemplos del comportamiento de la Chl *a* **B**, durante el pasaje de sistemas de baja presión se observan en las Figuras 10, 11, 12 y 13. En cada figura se grafica la velocidad del viento y la temperatura del agua junto con los mapas que muestran las condiciones sinópticas del tiempo atmosférico.

En el mes de agosto de 2013 el sensor detectó un promedio mensual de $14,3 \pm 4,6 \mu\text{g/L}$. el día 21 se registró el pasaje un centro de baja presión, con fuertes vientos. La Salada se vio afectada por el paso de este frente frío durante los días 21, 22 y 23. En consecuencia, se detectó una disminución de la clorofila diaria, cambiando de $15,9 \mu\text{g/L}$ el día 20 a $3 \mu\text{g/L}$ el día 22. Este mínimo de clorofila se correspondió con un marcado aumento de la velocidad del viento (47 km/h) y un descenso de la temperatura del agua ($4,5 \text{ }^\circ\text{C}$) (Figura 10).



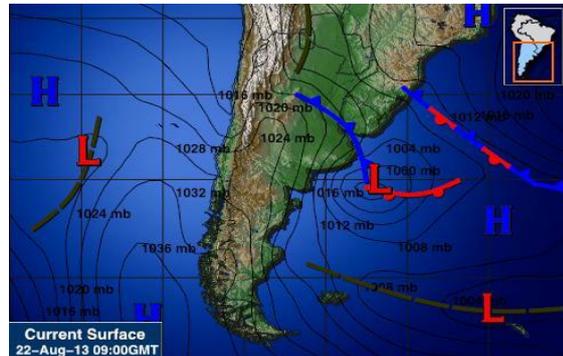
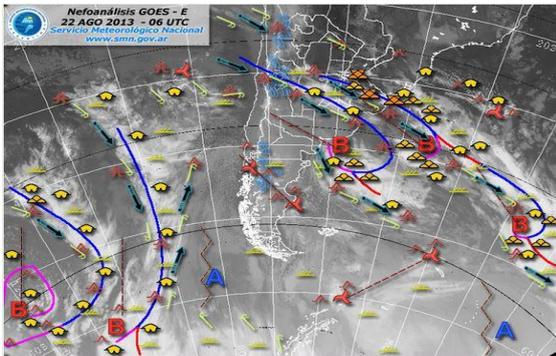
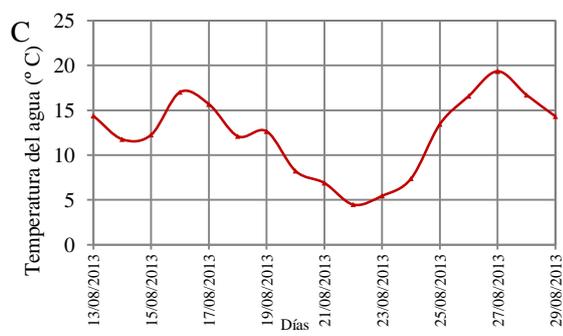
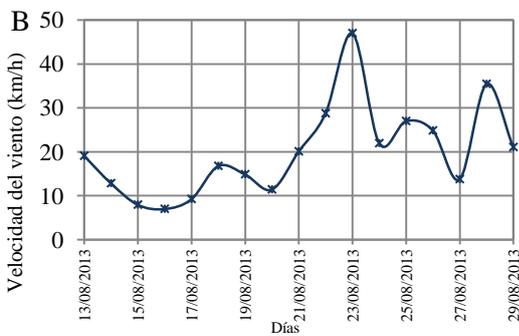
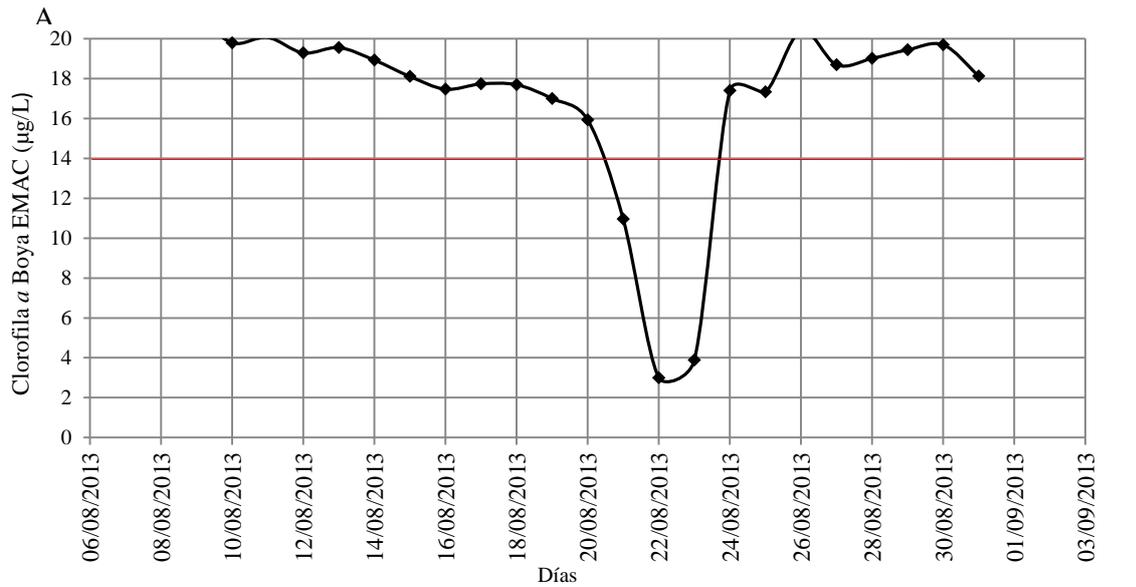


Figura 10. A. Clorofila *a* diaria de agosto 2013. La línea roja indica promedio mensual (14,3 µg/L). B. Velocidad promedio diaria del viento (km/h). C. Temperatura promedio del agua (°C). Mapas satelitales del día 21 (superior) y día 22 (inferior).

Otro ejemplo, es junio de 2014, en este mes la clorofila registró un promedio de $7,6 \pm 1,5$ µg/L. Durante el día 10 se observó el pasaje de un centro de baja presión, acompañado de vientos y nubosidad que se continuó durante el día 11 con inestabilidad. La clorofila diaria, disminuyó de 8,5

$\mu\text{g/L}$ el día 10 a $0,9 \mu\text{g/L}$ el día 11. Este mínimo de clorofila se correspondió con un aumento de la velocidad del viento (30 km/h). El descenso de la temperatura detectado fue $14 \text{ }^\circ\text{C}$ el día 9 a $9,7 \text{ }^\circ\text{C}$ el día 11(Figura 11).

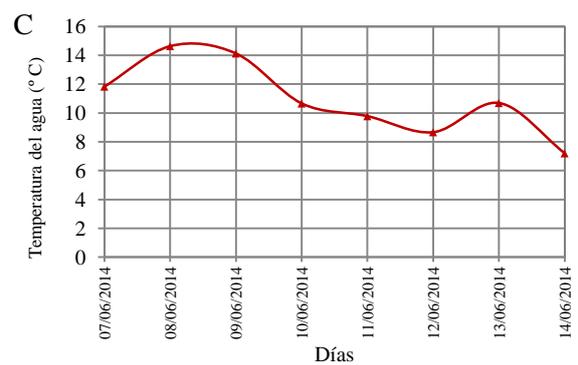
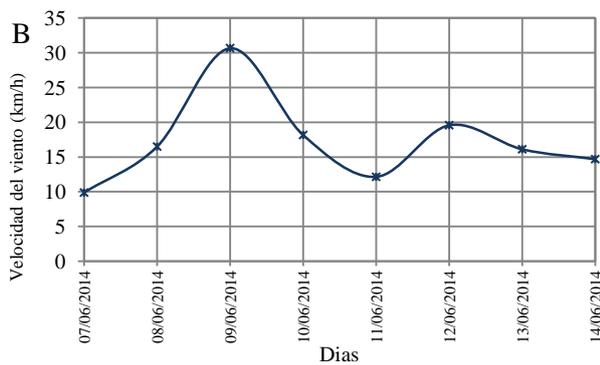
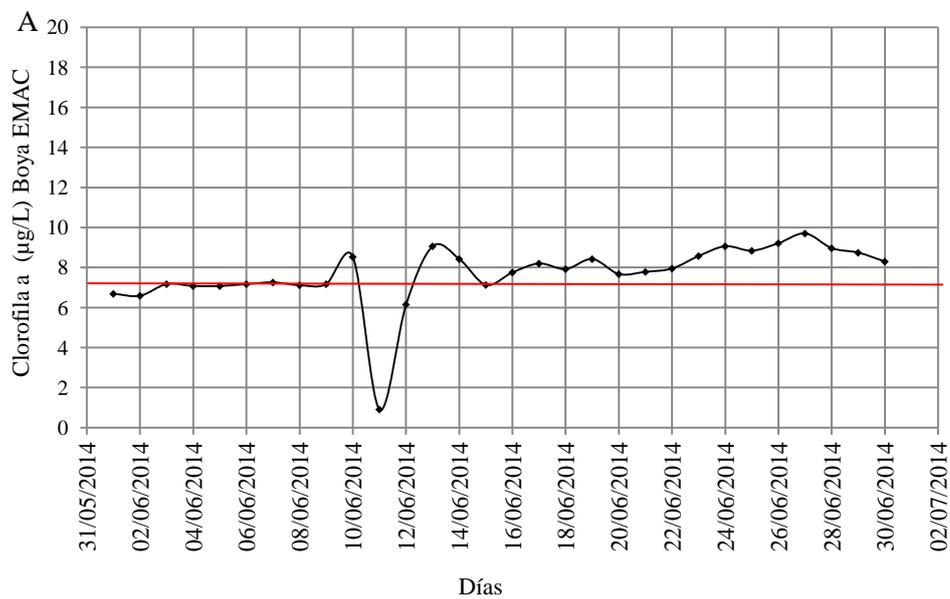




Figura 10. A. Clorofila *a* diaria de junio 2014. La línea roja indica promedio mensual (7,68 µg/L). B. Velocidad promedio diaria del viento (km/h). C. Temperatura promedio del agua (° C) Mapas satelitales del día 10 (superior) y día 11(inferior).

En agosto 2014; se encontró un comportamiento similar de estos parámetros al detectado en el mismo mes del año anterior. La concentración de clorofila *a* tuvo un promedio mensual de $10,7 \pm 1,9$ µg/L. Durante el día 16 se comenzó a observar el pasaje de un importante centro de baja presión, que se extendió hasta el día 18. La concentración de clorofila *a* diaria comenzó a disminuir el día 16 y alcanzó el mínimo el día 18 (4,9 µg/L). El máximo de la velocidad del viento fue el día 17 (30 km/h). La temperatura de agua mostró oscilaciones diarias mientras pasaba el centro de baja presión. Se observó una disminución de la concentración clorofila durante los días posteriores (Figura 11).



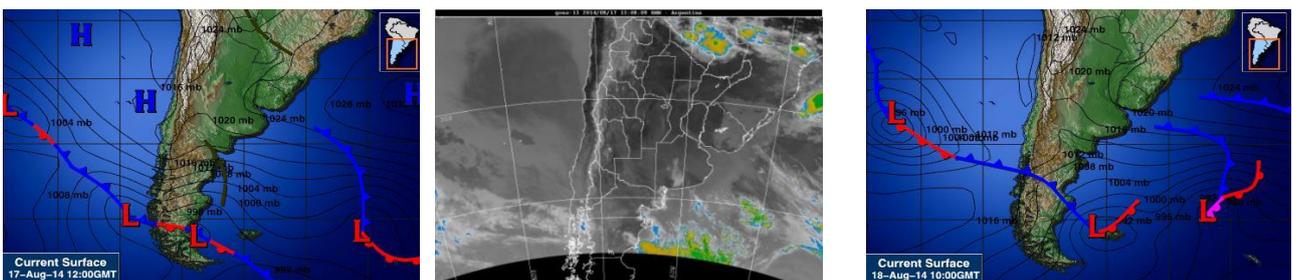
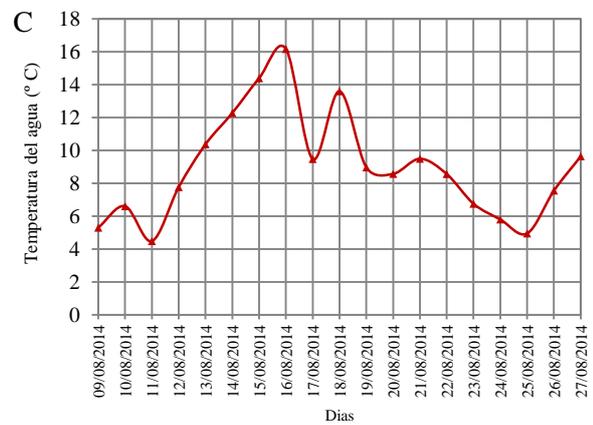
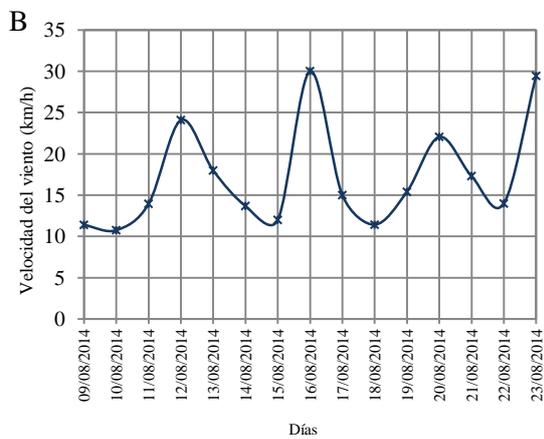
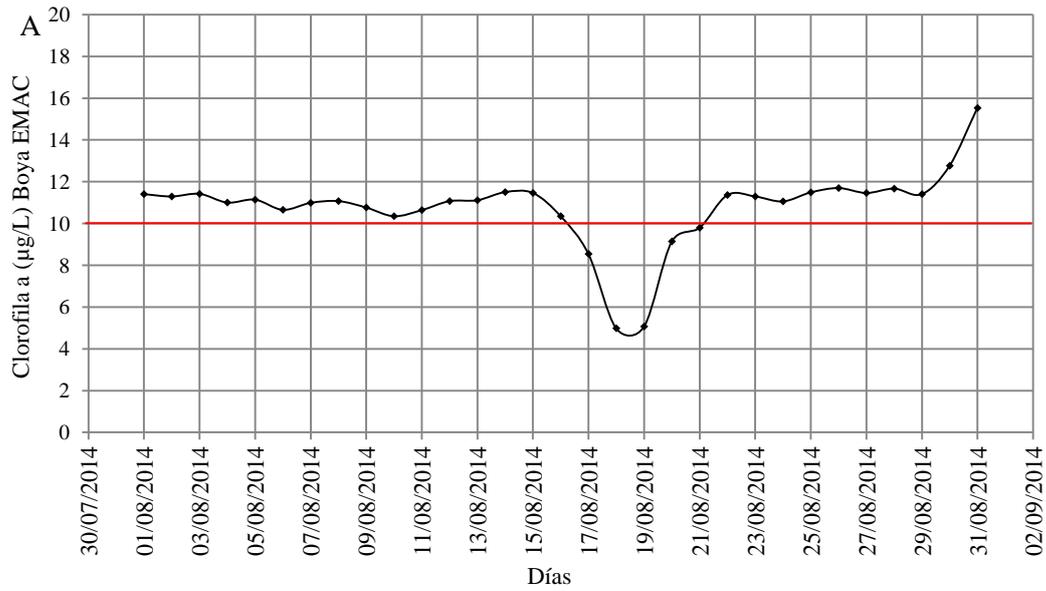
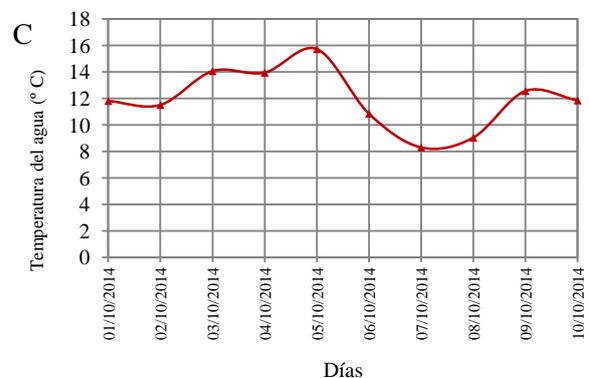
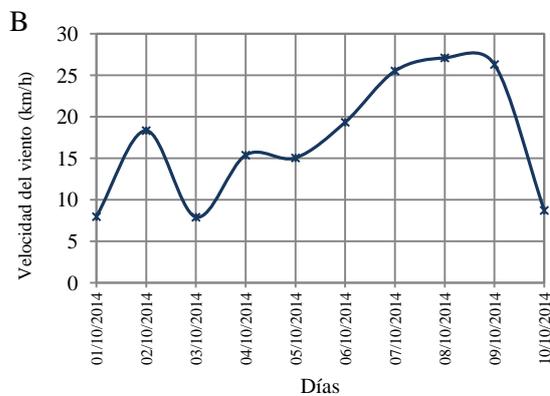
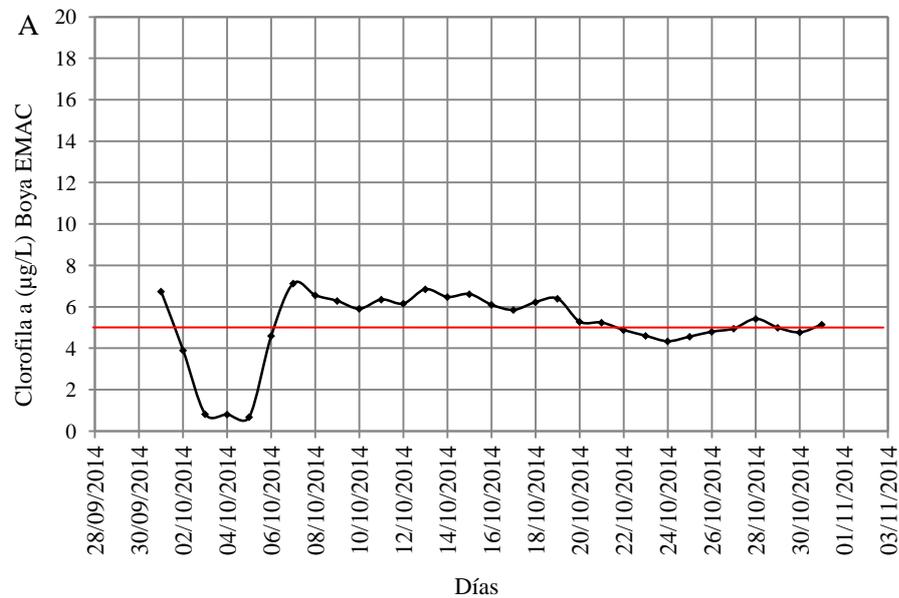
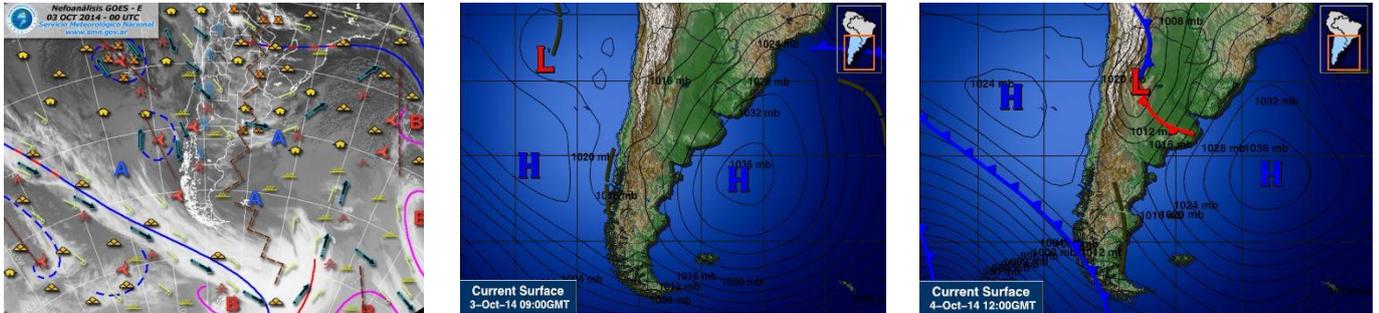


Figura 12. A. La concentración de clorofila *a* diaria de agosto 2014. La línea roja indica promedio mensual (10,7 $\mu\text{g/L}$). B. Velocidad promedio diaria del viento (km/h). Mapas satelitales del día 16 (superior) y día 17 y 18 (inferior). C. Temperatura promedio del agua ($^{\circ}\text{C}$).

En octubre 2014, el promedio mensual de la concentración de clorofila *a* (Chl *a* **B**) fue $5,4 \pm 1,6$ $\mu\text{g/L}$. El día 3 se observa cómo se acerca un frente de baja presión, el día 4 el frente se movía sobre la región. EL día 5 toda la región y la zona la laguna La Salada, se encontraban bajo un sistema de

baja presión con importantes precipitaciones e inestabilidad. La concentración de clorofila *a* diaria, durante los días 4 y 5 alcanzó los valores mínimos del mes: 0,8 $\mu\text{g/L}$ y 0,6 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. La velocidad del viento durante el día 5 fue 15 km/h. Aunque la velocidad del viento no fue tan intensa, sí lo fueron las precipitaciones. La temperatura del agua durante las precipitaciones no disminuyó, pero se observó un descenso a partir del día 5. (Figura 13).



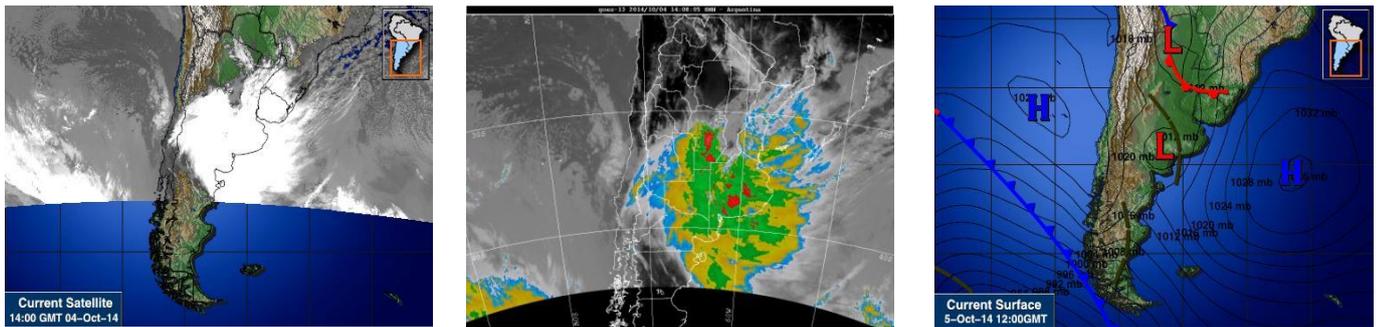


Figura 13. A. Clorofila *a* diaria de octubre 2014. Línea roja indica promedio mensual (5,14 µg/L). B. Velocidad promedio diaria del viento (km/h). Mapas satelitales del día 3 y 4 (superior) y 4 y 5 (inferior). La. C. Temperatura promedio del agua (° C).

Con los datos de la concentración de la clorofila *a* analizados diariamente, se estableció, que en condiciones climáticas caracterizadas por la presencia de centros de baja presión, este parametro sufre un marcado descenso respecto del promedio mensual. El tiempo estimado que tardó en volver a valores cercanos al valor promedio mensual, en todos los casos fue entre 1,5 y 2 días. Todas las situaciones encontradas fueron en invierno, finales de otoño y comienzo de primavera. No se detectaron ejemplos en los meses cálidos. En particular en los meses de noviembre, diciembre enero y febrero de 2013 y 2014, la clorofila analizada diariamente no mostró fluctuaciones importantes.

4. Discusión

El estudio de la concentración de clorofila *a* como indicador de la biomasa fitoplanctónica se ha desarrollado en innumerables trabajos (e.g. Kasprzak et al., 2008; Delgado et al., 2015). El uso de imágenes satelitales y sensores remotos ha permitido adquirir datos con altas resoluciones espaciales y temporales, sobre todo en el océano (Delgado et al., 2015). El uso y desarrollo de modelos resulta una herramienta práctica para predecir el comportamiento de la clorofila en diferentes ambientes, durante períodos largos de tiempo (Wu et al., 2014).

La aplicación de modelos en ecosistemas acuáticos, con el fin de comprender los procesos ecológicos y generar posibles escenarios frente a la variabilidad climática, el uso de la tierra y el régimen hidrológico, se ha convertido en elemento central en las últimas décadas (Crisci et al., 2017). Sin embargo, los modelos son, en muchos casos, una simplificación de la realidad. La interpolación de datos desde un ambiente a otro, tiende a generalizar efectos, pasando por alto variables o parámetros no contemplados (Hamilton et al., 2014). Su implementación se justifica, porque representan una alternativa a las mediciones tradicionales de muestreos y posterior análisis en el laboratorio.

En este sentido, la posibilidad de monitorear cuerpos de agua, con sensores especialmente diseñados para el ecosistema en cuestión, con series de tiempo en alta frecuencia, genera una herramienta superadora. Los sensores de alta frecuencia *in situ* representan un gran avance para entender a mayor nivel temporal, los procesos físico biológicos que se desarrollan en lagos y lagunas, sin la necesidad de simular o modelar. Por lo tanto, los resultados expuestos en este capítulo proporcionan una alternativa al análisis de la concentración de clorofila en ambientes someros, mediante un método de medición directo y con un importante grado de resolución temporal, que se aproxima de manera efectiva a la biomasa de fitoplancton.

La utilización de la clorofila como indicador de la biomasa fitoplanctónica, ha sido discutida en numerosas investigaciones (Wojciechowska, 1989; Voros & Padisak, 1991; Kasprzak et al., 2008). En todos los casos, existe un consenso, por un lado, en lo imprescindible que es tener un total conocimiento del ambiente y su dinámica. Por otro, en que la medición de la concentración de clorofila *a* carece de información referida a la estructura de la comunidad fitoplanctónica. En este sentido, Kasprzak et al. (2008) indican que en lagos oligotróficos de Europa, la biomasa de fitoplancton basada en Chl *a* tiende a arrojar valores más altos que la biomasa derivada de recuentos microscópicos, mientras que hay una tendencia a subestimar la concentración de clorofila *a* en los lagos mesotrófico y eutrófico (Kasprzak et al., 2008).

En La Salada la clorofila (Chl *a*) y la biomasa, mostraron la misma tendencia que la registrada por el sensor (Chl *a* **B**). Sin embargo, la Chl *a* tuvo mejor correlación que la biomasa. Esto es predecible dado que la biomasa es obtenida a partir de las abundancias de la comunidad fitoplanctónica, por lo tanto resulta más precisa. La relación entre cantidad de clorofila por unidad de biomasa de fitoplancton, es una discusión que no siempre es del todo clara. Reynolds (1984) encontró diferencias significativas entre la proporción de Chl *a* con el volumen entre diferentes grupos taxonómicos. Trabajando con cultivos de laboratorio, Bursche (1961) y Nusch & Palme (1975) detectaron diferencias significativas entre grupos, con mayor proporción en algas verdes y menor en cianobacterias. Kohl & Nicklisch (1988) concluyeron que debido a la estructura del complejo pigmento-proteína captador de la luz el contenido específico de Cl *a* es alto en algas verdes y bajo en cianobacterias. Por otro lado, hay que resaltar que las escalas de tiempo de medición de variables tales como la concentración de nutrientes o del zooplancton, resultan fundamentales para comprender la dinámica y estructura de la biomasa del fitoplancton. Estos datos provienen del análisis de muestras tomadas manualmente a baja frecuencia. Por lo tanto, no pueden ser comparables con los datos obtenidos en alta frecuencia.

De los resultados aquí expuestos, se demuestra que, tanto la biomasa como la Cl *a*, se correlacionan con la Cl *a* **B**. La regresión lineal simple entre los dos métodos de clorofila (alta y

baja frecuencia), permitió establecer que el sensor de clorofila de la boya sería un buen indicador de este parámetro. Alfonso (2018) en La Salada, analizó las variaciones de la concentración de clorofila *a* mediante la Transformada Rápida de Fourier (TRF) y detectó máximos espectrales a escala estacional, mensual, diaria y cada 12 horas (semidiaria). Esto coincide con las variaciones observadas, dado que se encontraron valores diarios mínimos inferiores al valor normal. Estos valores se correspondieron con el pasaje de frentes de baja presión, nubosidad y un aumento en la velocidad del viento y un descenso en la temperatura del agua.

La importancia de la resuspensión de sedimentos inducida por el viento en lagos poco profundos, ha sido mencionada en varios trabajos (Evans, 1994; Scheffer, 2004; Scheffer & van Nes, 2007) incluso en lagunas de la Región Pampeana (Torremorell et al., 2007). Existe una fuerte interacción entre los sedimentos y la columna de agua en lagos poco profundos, que pueden ser afectados por factores externos, como los fuertes vientos. Estos eventos pueden generar cambios tales que afectan el reciclaje de nutrientes, la disponibilidad de luz y, a su vez, la biomasa y composición del fitoplancton (Beaver et al., 2013; Havens et al., 2016). En La Salada, el viento podría tener un efecto crucial en la dinámica de la biomasa fitoplanctónica. Alfonso (2018) destaca que es una zona afectada por fuertes vientos, especialmente durante la primavera, lo que coincide con lo expuesto en este capítulo.

El aumento de la velocidad del viento durante el paso de un ciclón y el abrupto descenso de la clorofila en La Salada, podría deberse a un aumento en la turbidez (Søndergaard et al., 1992; Crisci et al., 2017). En este trabajo no se utilizaron los datos de turbidez de la boya, pues estaban muy afectados por el efecto antrópico, en particular por el uso de lanchas en la pesca deportiva (Manuel Tolsa, comunicación personal). Sin embargo, estos resultados, confirman el hecho de que la morfometría de los lagos y el régimen de vientos, incluyendo eventos extremos, pueden modular fuertemente la dinámica de este tipo de lagos.

Los resultados obtenidos de la concentración de clorofila *a* durante eventos atmosféricos de mal tiempo en La Salada, contribuyen al entendimiento de estos ecosistemas y la variabilidad climática de la región. En La Salada hay un importante efecto de las condiciones sinópticas atmosféricas sobre la concentración de clorofila *a*, y se evidencia durante el avance de un ciclón. En la región de estudio, el movimiento de los centros de baja presión tiene un sentido W-E o bien W-NE (Celemin, 1984) lo que se observó en todas las imágenes analizadas. Se pudo establecer, que el efecto de un ciclón en La Salada podría afectar las condiciones normales de la concentración de clorofila *a* durante un período de 1,5 a 2 días.

Comprender cómo los eventos extremos y la variabilidad climática afectan las propiedades de los ambientes lagunares permite predecir cómo podrían verse afectados frente a escenarios futuros

(Havenset al., 2016). De acuerdo a la literatura científica no se han encontrado estudios del efecto los eventos de vientos extremos y del pasaje de ciclones sobre las características fisicoquímicas de lagunas pampeanas.

5. Conclusión

Frente a condiciones meteorológicas caracterizadas por vientos fuertes, precipitación y nubosidad, la laguna La Salada registró valores mínimos de concentración de clorofila *a* con respecto a los valores normales mensuales. Esto fue detectado analizando las variaciones diarias de la concentración clorofila *a* y los mapas sinópticos del tiempo atmosférico. Este parámetro volvió a la normalidad en 1,5 y 2 días, lo que permite establecer el tiempo mínimo de recuperación de este parámetro frente a condiciones atmosféricas inestables. Durante los meses de verano no se detectaron mínimos de concentración de clorofila *a* asociados a pasaje de centros de baja presión.

La detección de un mínimo de clorofila durante un período de inestabilidad y la determinación del tiempo de recuperación de este parámetro, representan una herramienta importante para combinar el estudio en alta frecuencia con el monitoreo clásico en baja frecuencia de variables biológicas. De esta manera, el monitoreo de alta frecuencia es clave para avanzar en el estudio ecológico de las lagunas pampeanas. El uso de sensores *in situ*, permitió entender a una mayor escala, la dinámica temporal de La Salada. Su aplicación representa un avance en el campo de investigación limnológica.

Los resultados expuestos, representan un avance al entendimiento de la dinámica lagunar de La Salada y los efectos de los sistemas sinópticos. Sin embargo, se consideran preliminares y deben ser estudiados en mayor profundidad en futuros estudios, que no son objeto de esta tesis.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES FINALES

Las lagunas de Puan y La Salada, se encuentran ubicadas en la Región Pampeana, en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires. La zona de estudio está muy afectada por la variabilidad climática. El período de estudio (2014, 2015 y 2016) fue húmedo, debido a un evento ENSO fuerte que afectó a toda la región. En particular, los años 2014 y 2015 se caracterizaron por un aumento significativo de las precipitaciones. Las dos lagunas pertenecen a subregiones climáticas distintas y se diferencian principalmente por la precipitación anual y la capacidad de acumulación de agua en el suelo. Las precipitaciones registradas en cada sitio fueron distintas, siendo Puan una subregión más lluviosa (promedio anual: 675 mm) que la de La Salada (promedio anual: 352 mm). En ambas subregiones, existe una variación interanual significativa de las precipitaciones en el período 1960-2016. En particular, se destaca la transición de un período seco durante 2013 a uno muy lluvioso en 2015-2016, durante el desarrollo de esta investigación.

Ambas lagunas son cuerpos de agua someros sin estratificación, con profundidades que no superan los 5 metros en el caso de Puan y los 3 metros en La Salada. La laguna de Puan responde modificando sus características morfométricas de manera inmediata ante un evento de precipitación extremo. En Puan las diferencias pluviométricas entre el inicio y el final del estudio mostraron variaciones tanto en el área, el perímetro y la profundidad de la laguna. El nivel al inicio del período era 0,58 m y al final registró 1,1 m. El año 2013 fue un año “extremadamente seco” y la laguna de Puan respondió rápidamente al incremento de la precipitación. En La Salada, en cambio, la intervención del hombre, mediante un canal de regulación de entrada de agua y un importante manejo lagunar, dificulta la posibilidad de responder a cambios en el nivel del agua y esta sería la causa por la cual este cuerpo de agua no responda significativamente a los eventos pluviométricos extremos ni a los períodos de sequía.

Los dos cuerpos de agua, presentan características fisicoquímicas distintivas. En particular, la alta conductividad de la laguna La Salada es una de las principales diferencias. Es una laguna salina mesotrófica, con baja concentración de nutrientes y alta transparencia del agua. Los parámetros fisicoquímicos no mostraron variaciones interanuales en este cuerpo de agua. La laguna de Puan es una laguna eutrófica, con condiciones fluctuantes de transparencia de agua, clorofila *a* y conductividad del agua según los años (secos-húmedos).

En La Salada, las variaciones interanuales de la densidad fitoplanctónica fueron poco marcadas y no se registraron floraciones, y la comunidad se caracterizó por la dominancia de pequeñas especies

flageladas. Así, la estabilidad temporal de La Salada se vio reflejada en la homogeneidad de la estructura de los grupos funcionales fitoplanctónicos, siendo los grupos X3 y B los de mayor representación. Las especies del género *Ochromonas* (perteneciente al grupo X3) dominaron en términos de abundancia y ocurrencia durante todo el período analizado en esta laguna. Por el contrario, en Puan se observa una gran variabilidad temporal de las abundancias fitoplanctónicas, reflejada en las diferencias observadas entre los años estudiados y en las diferencias entre estaciones.

Las fluctuaciones en el nivel de agua de la Laguna de Puan son reguladas por las lluvias a nivel local y regional, afectando directamente las características de la estructura fitoplanctónica y las asociaciones tróficas en este sistema. El aumento de las precipitaciones observado en este período húmedo produce un aumento en el nivel del agua asociado con cambios en las características fisicoquímicas (concentración de nutrientes, temperatura y transparencia) que promueven el aumento de la abundancia y biomasa fitoplanctónica y una clara sucesión de grupos funcionales que responden a los cambios en las condiciones de esta laguna.

Durante 2014 la laguna de Puan sufrió las consecuencias de años anteriores secos, con baja transparencia del agua y elevada conductividad. La ausencia de peces y las condiciones antes mencionadas favorecieron el desarrollo de la comunidad zooplanctónica generando una importante presión de pastoreo, con un claro control “top-down” sobre el fitoplancton. En 2015 el nivel del agua se restableció dando lugar en primera instancia a especies de grupos funcionales de mayor tamaño (MP) y oportunistas (W1), mientras que al final del período de estudio, durante otoño 2016, se observó una floración de *Microcystis aeruginosa* (M) cuya capacidad de latencia y potencial de toxicidad magnifican la importancia del monitoreo del fitoplancton en esta laguna. Estos resultados muestran que la Laguna de Puan actúa como centinela de la variabilidad climática dado que se encontraron diferencias significativas en la comunidad fitoplanctónica.

La Salada, en cambio, al ser un ambiente regulado por el hombre, no reveló una respuesta significativa a la variabilidad climática en ninguna de las características limnológicas analizadas. El mantenimiento artificial del nivel del agua influye en la escasa fluctuación de las variables fisicoquímicas de la laguna. Esto le permite a este ambiente mantener cierta estabilidad temporal en sus condiciones (elevada transparencia y conductividad) que colabora con el desarrollo y permanencia de un grupo funcional (X3) dominante, representado por flagelados mixotróficos. Por lo tanto, los resultados obtenidos en esta investigación demuestran que, durante el período estudiado, no sería adecuado considerar a la laguna La Salada como “centinela” o indicador de la variabilidad climática.

El uso de grupos funcionales propuestos en la clasificación Reynolds (2002) resulta altamente confiable para la caracterización de las lagunas estudiadas, dado que los principales grupos detectados en cada una de ellas reflejan las principales características de la comunidad fitoplanctónica. Los grupos funcionales, aunque pertenecientes al mismo nivel trófico, no responden de la misma forma a una perturbación (enriquecimiento por nutrientes o presión de pastoreo). En este sentido el análisis de la sucesión temporal de los grupos funcionales se transforma en una herramienta fundamental para la comprensión de la respuesta del fitoplancton a los diferentes forzantes climáticos.

Mediante el uso de sensores de alta frecuencia en parámetros ambientales, se observaron procesos que los métodos tradicionales de baja frecuencia no detectan. En la Laguna de Puan, se encontró un patrón de circulación local, que genera vientos que descienden de las sierras. Este patrón de circulación del viento, se percibe por el cambio de dirección e intensidad del viento entre el día y la noche. La ocurrencia de máximos en las densidades espectrales de 6 hs y 12 hs a partir del análisis de la Transformada Rápida de Fourier, en la temperatura del aire, velocidad del viento y humedad relativa, permitió detectar la presencia de este patrón de circulación local en la laguna. Este proceso está caracterizado por vientos de baja intensidad del N-NE durante la noche y vientos intensos durante el día de dirección S-SE, que ocurre en simultáneo con las máximas temperaturas. Esta circulación local se observó sólo cuando las condiciones sinópticas regionales mostraban la presencia de un anticiclón con vientos mínimos y sin nubosidad. Este proceso no ha sido registrado en otros cuerpos de agua de la región, por lo tanto, se propone el estudio de este patrón y el posible evento de brisa lagunar detectado en La Salada en futuras investigaciones.

A partir del análisis de alta frecuencia en La Salada, mediante sensores limnológicos, se determinó la influencia de los procesos sinópticos atmosféricos sobre la clorofila diaria de la laguna. Durante el pasaje de un sistema de baja presión, caracterizado por vientos fuertes, precipitación y nubosidad, La Salada registró concentraciones mínimas de clorofila *a*. Dicho parámetro aumenta a niveles cercanos a su “normalidad” en 1,5 y 2 días. Este análisis resultó sumamente importante, dado que permite estimar el tiempo mínimo de recuperación de la biomasa fitoplanctónica ante el pasaje de un sistema de baja presión.

El uso de datos de alta frecuencia es clave para avanzar en el estudio ecológico de las lagunas pampeanas. La implementación de sensores *in situ*, permitió entender a un nivel de resolución mayor la dinámica temporal de La Salada y por lo tanto su aplicación representa un avance en el campo de investigación de la limnología.

En síntesis, la hipótesis propuesta para esta tesis fue comprobada para ambas lagunas en diferentes escalas temporales.

La variabilidad climática es la forzante primordial de la dinámica y el funcionamiento de la laguna de Puan. Este cuerpo de agua somero experimenta variaciones morfométricas y limnológicas relacionadas fundamentalmente con el clima de la región (principalmente con precipitación y evaporación) y sus eventos meteorológicos extremos. La calidad del agua y la dinámica de las comunidades fitoplanctónicas dependen de las características fisicoquímicas y de las variaciones de nivel del agua típicas de este tipo de ambientes.

Se demostró que mediante el estudio de los parámetros limnológicos mensuales, las dos lagunas estudiadas se diferenciaron respecto al efecto de la variabilidad climática. En el caso de la laguna La Salada, la presencia de un canal de ingreso de agua regulado por el hombre genera condiciones fisicoquímicas y biológicas estables. Por esta razón, la alternancia de períodos secos y húmedos en la región no genera variaciones estructurales. Sin embargo, la laguna mostró fluctuaciones diarias importantes en algunos de sus parámetros ante el pasaje de sistemas sinópticos atmosféricos.

Evidentemente, las lagunas responden rápidamente al efecto atmosférico en diferentes escalas temporales. La laguna La Salada, que presenta un manejo antrópico importante, no presenta diferencias limnológicas y fitoplanctónicas importantes en períodos secos o húmedos, pero se comprobó la influencia que tiene el pasaje de sistemas de baja presión en los valores normales de clorofila diaria. Por lo tanto, existe un importante efecto atmosférico sobre esta laguna. En la laguna de Puan no se pudo comprobar este efecto debido a la ausencia de sensores de clorofila, pero mostró una respuesta importante a períodos secos y húmedos.

REFERENCIAS

- Aboal, M., Puig, M. A., Asencio, A. D. (2005). Production of microcystins in calcareous Mediterranean streams: the Alharabe River, Segura River basin in south-east Spain. *Journal of Applied Phycology*, 17(3), 231-243.
- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone D. M, Sommaruga R, D Straile D, Van Donk, E ... & Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and oceanography*, 54(6), 2283.
- Alcamo, J., Flörke, M., & Märker, M. (2007). Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal*, 52(2), 247-275.
- Alfonso, M. B., Vitale, A. J., Menéndez, M. C., Perillo, V. L., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2015). Estimation of ecosystem metabolism from diel oxygen technique in a saline shallow lake: La Salada (Argentina). *Hydrobiologia*, 752(1), 223-237.
- Alfonso, M. B., Zunino, J., & Piccolo, M. C. (2017) Impact of water input on plankton temporal dynamics from a managed shallow saline lake. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 53 (391-400). EDP Sciences.
- Alfonso, M.B., (2018) Estructura y dinámica del zooplancton en una laguna con manejo antrópico: Laguna La Salada (Pedro Luro, Pcia Buenos Aires). Tesis de Doctor en Biología. Universidad Nacional del Sur.
- Aliaga, V. S., Ferrelli, F., & Piccolo, M. C. (2017) Regionalization of climate over the Argentine Pampas. *International Journal of Climatology*, 37(S1), 1237-1247.
- Allende, L., Tell, G., Zagarese, H., Torremorell, A., Pérez, G., Bustingorry, J., Escaray R., & Izaguirre, I. (2009). Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624(1), 45-60.
- Amoros, C & Bornette G. (2002) Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*, 47 (761-776).
- Antico, P.L., & Sabbione N.C. (2010) Variabilidad temporal de la precipitación en la ciudad de La Plata durante el período 1909-2007: tendencias y fluctuaciones cuasiperiódicas. *GEOACTA* 35 (44-53).
- Arnell, N. W., & Gosling, S. N. (2016) The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 134 (3), 387-401.
- APHA (1992) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, America Publication Health Association, Washington, D.C.
- Ayadi, H., Abid, O., Elloumi, J., Bouaïn, A., & Sime-Ngando, T. (2004) Structure of the phytoplankton communities in two lagoons of different salinity in the Sfax saltern (Tunisia). *Journal of plankton research*, 26 (6), 669-679.

- Barros, V., M. Gonzalez, B. Liebmann, I. (2000) Camilloni Influence of the South Atlantic convergence zone and South Atlantic sea surface temperature on interannual summer rainfall variability in Southeastern South America Theoretical and Applied Climatology, vol. 3 (67), pp. 123-133.
- Barros, V., M. Doyle, Camilloni, I. (2008) Precipitation trends in southeastern South America: Relationship with ENSO phases and with low-level circulation.
- Bastidas-Navarro, M., & Modenutti, B., (2007) Efecto de la estructuración por macrófitas y por recursos alimentarios en la distribución horizontal de tecamebas y rotíferos en un lago andino patagónico. *Revista Chilena Natural* 80: 345-362.
- Battarbee, R. W., Kernan, M., Livingstone, D. M., Nickus, U., Verdonschot, P., Hering, D & Johnson, R. K. (2008) Freshwater Ecosystem Responses to Climate Change: The Euro-Limpacs Project. *The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring*, 313-354.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1996) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science LTD, Oxford, U.K.
- Beklioglu, M. Altinayar G., Tan, C.O. (2001) Role of water level fluctuations, nutrients and fish in determining the macrophyte-dominated clear water states in five Turkish shallow lakes. *Shallow Lake Wetlands: Ecology, Eutrophication and Restoration International Workshop*, 28-30 October 2001, Ankara, Turkey.
- Beklioglu, M., Altinayar, G., & Tan, C. O. (2006) Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archiv für Hydrobiologie*, 166 (4) 535-556.
- Bersain, G. & 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.
- Bloomfield, P. (1976) *Fourier Analysis of Time Series*. John Wiley & Sons, Inc.
- Bohn, V. Y. (2009) *Geomorfología e Hidrografía de las lagunas del sur de la Provincia de Buenos Aires*. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 244 pp.
- Bohn, V. Y., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2011) Análisis de los períodos secos y húmedos en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina).
- Bohn, V. Y., Delgado, A. L., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. (2016) Assessment of climate variability and land use effect on shallow lakes in temperate plains of Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 75(9), 1-15.
- Bolognesi, E. (1971) Análisis de criterios para clasificar totales mensuales de precipitación aplicados a series de República Argentina. *Meteorología*. Centro Argentino de Meteorólogos. 2 (1) 2-3.

- Brendel, A. S., Bohn, V. Y., & Piccolo, M. C. (2017) Efecto de la Variabilidad Climática Sobre el Estado de la Vegetación y la Cobertura de Agua en una Cuenca de Clima Templado (Argentina). *Anuário do Instituto de Geociências*, 40 (2), 05-16.
- Cabrera, A. (1976) Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Editorial Acme S.A.C.I. Buenos Aires, Argentina. 2da edición, Tomo II.
- Campo, A. M., Capelli A., Diez P., (2004) El clima del Suroeste bonaerense, UNS, Bahía Blanca, 99 pp.
- Canevari, P., Blanco, D., Bucher, E., Castro, G. & Davidson, I. (1998) Los Humedales de la Argentina: Clasificación, Situación Actual, Conservación y Legislación. *Wetlands International Publ.* 46, Buenos Aires, 208 pp.
- Carlson, R.E. (1983) Discussion on "Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment", by Richard A. Osgood. *Water Resources Bulletin*. 19 (307-309).
- Capelli de Steffens, A., Piccolo, M. C., Campo de Ferrera, A. (2005) Clima urbano de Bahía Blanca. Editorial Dunken, Buenos Aires, Argentina.
- Capítulo, A. R., Gómez, N., Giorgi, A., & Feijoó, C. (2010) Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1), 53-70.
- Carbone, M. E., Fornerón, C. F., & Piccolo, M. C. (2015) Impacto de los eventos de sequía en la región de la cuenca hidrográfica de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Investigaciones Geográficas*, (63).
- Carmichael WW (2001) Health effects of toxin producing cyanobacteria: the cyanoHABs. *Human EcolRisk Assess* 7, 1393–1407.
- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., and Hodgson, J.R. (1985) Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35, 634–639.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Cochran, P. A., Elser, J. J., Elser, M. M., & von Ende, C. (1987). Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology*, 68(6), 1863-1876.
- Carpenter, S.R. and Kitchell, J.F. (1988) Consumer control of lake productivity. *BioScience* 38, 764–769.
- Carpenter, S. R., Fisher, S. G., Grimm, N. B., & Kitchell, J. F. (1992). Global change and freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1), 119-139.
- Carpenter, S.R., Cole, J.J., Hodgson, J.R., Kitchell, J.F., Pace, M.L., Bade, D., Cottingham, K.L., Essington, T.E., Houser, J.N., and Schindler, D.E. (2001) Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole lake experiments. *Ecology Monographs*. 71, 163–186.

- Celemín, A.H. 1984. *Meteorología práctica*. Edición del autor, Mar del Plata. 313 pp.
- Chapman, D. V., & World Health Organization. (1996) *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*.
- Chase, J.M. (2003) Experimental evidence for alternative stable equilibria in a benthic pond food web. *Ecology Letters*, 6, 733–741.
- Chassot E, Bonhommeau S, Dulvy NK, Mélin F, Watson R, Gascuel D, Le Pape O (2010) Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters* 13, 495-505.
- Christoffersen, K, Lyck S, Winding A (2002) Microbial activity and bacterial community structure during degradation of microcystins. *Aquatic Microbiology Ecology* 27, 125–136.
- Claps, M. C.; Gabellone, N. A. & Benítez, H. (2004) Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio temporal variations. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 40 (3): 201-210.
- Clarkson, B. R., Ausseil, A. G. E., & Gerbeaux, P. (2013) Wetland ecosystem services. *Ecosystem services in New Zealand: conditions and trends*. Manaaki Whenua Press, Lincoln, 192-202.
- Clements, C. B., Whiteman, C. D., & Horel, J. D. (2003) Cold-air-pool structure and evolution in a mountain basin: Peter Sinks, Utah. *Journal of Applied Meteorology*, 42(6), 752-768.
- Comín, F. A., R. Juli'a & P. Comín, (1991) Fluctuations, the key aspect for ecological interpretation of saline lake ecosystems. *Oecologia aquatica*. 10, 127–135.
- Contreras, F. I., & Contreras, S. A. (2017). La Incidencia de la Pendiente en la Distribución de las Morfologías de las Lagunas sobre Lomadas Arenosas (Corrientes, Argentina). *Anuário do Instituto de Geociências*, 40(1), 15-25.
- Cony, N. L., Ferrer, N. C., & Cáceres, E. J. (2014) Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la Región Pampeana: laguna Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*.
- Cook, P. L., Holland, D. P., & Longmore, A. R. (2010) Effect of a flood event on the dynamics of phytoplankton and biogeochemistry in a large temperate Australian lagoon. *Limnology and Oceanography*, 55(3), 1123-1133.
- Coops, H., M. Beklioglu & T. L. Crisman, (2003) The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems - workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 506-509: 23-27.
- da Costa, Mariana Rodrigues Amaral, José Luiz Attayde, and Vanessa Becker. (2016) "Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes." *Hydrobiologia* 778 (1) 75-89.
- Dahlgren, J. P., & Ehrlén, J. (2005) Distribution patterns of vascular plants in lakes—the role of metapopulation dynamics. *Ecography*, 28 (1), 49-58.

- D'Ambrosio, Guillermo T., Vanesa Y. Bohn, and M. Piccolo (2013) "Evaluación de la sequía 2008-2009 en el oeste de la Región Pampeana (Argentina)." Cuadernos Geográficos 52.
- Dangavs, N. V., & Merlo, D. O. (1991). Contribución a la geolimnología de la Laguna Vitel. Partido de Chascomús. Provincia de Buenos Aires. Informe de la CIC (Bs As).
- Dangavs, N. V. (2005). Los ambientes acuáticos de la Provincia de Buenos Aires. Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata, 2005. Cap.XII: 219-236 pp.
- Daoudi, M., Serve, L., Rharbi, N., El Madani, F., & Vouvé, F. (2013) Phytoplankton distribution in the Nador lagoon (Morocco) and possible risks for harmful algal blooms. *Transitional Waters Bulletin*, 6(1), 4-19.
- De Emiliani, M. O. G. (1997) Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*, 357(1-3), 1-15.
- del Agua, D. M. (2000). Directiva 2000/60. CE del Parlamento Europeo y del Consejo de, 23.
- de Marques, K Muraoka, A Nishri, B Qin, J S. Read, K C. Rose, E Ryder, KC. Weathers, G Zhu, D Trolle & J D. Brookes . (2015) A Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON) for synthesising high-frequency sensor data for validation of deterministic ecological models. *Inland Waters*, 5 (1), 49-56.
- Del Ponti OD, Cabrera GC, Vignatti AM, Echaniz SA. (2015) Dynamics of the limnological parameters and zooplankton of La Brava, a shallow lake of the Atuel-Salado-Chadileuv_u Curacó Rivers system (La Pampa, Argentina). *Applied Ecology and Environmental Sciences* 3: 193–199.
- Descy, J. P., Darchambeau, F., Lambert, T., Stoyneva-Gaertner, M. P., Bouillon, S., & Borges, A. V. (2017) Phytoplankton dynamics in the Congo River. *Freshwater Biology*, 62(1), 87-101.
- de Tezanos Pinto, P. (2008) Influencia de las macrófitas flotantes en la comunidad fitoplanctónica en un humedal del bajo Paraná (Reserva natural de Otamendi, Argentina (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires).
- Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D., Fermani, P., Llamas, M. E., & Bustingorry, J. (2010) Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología austral*, 20(2), 115-127.
- Diovisalvi, N.; Bohn, V. Y.; Piccolo, M. C.; Perillo, G. M. E.; Baigún, C. & Zagarese, H. E. (2015) Shallow lakes from the Central Plains of Argentina: an overview and worldwide comparative analysis of their basic limnological features. *Hydrobiologia*.
- Dillon, P.J., Rigler, F.H., (1974) The phosphorus–chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*. 19, 767–773.
- Dodson, S. I. 1974. Adaptive change in plankton morphology in response to size-selective predation: a new hypothesis of cyclomorphosis. – *Limnology and Oceanography*. 19: 721 – 729.

- Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000) Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438(1-3), 1-12.
- Downing, J. A.; Prairie, Y. T.; Cole, J. J.; Duarte, C. M.; Tranvik, L. J.; Striegl, R. G.; McDowell, W. H.; Kortelainen, P.; Caraco, N. F. & Melack, J. M. (2006) The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51: 2388–2397.
- Downing, J. A. (2010) Emerging global role of small lakes and ponds. *Limnetica*, 29(1), 0009-24.
- Drenner, R. W., & Hambright, R. K. D. (2002) Piscivores, trophic cascades, and lake management. *The Scientific World Journal*, 2, 284-307.
- Durant, JM, Hjermmann DØ, Ottersen G, Stenseth NC (2007) Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* 33: 271-283.
- Echaniz, S.A., Vignatti A.M., (2011) Seasonal variation and influence of turbidity and salinity on the zooplankton of a saline lake in central Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39: 306–315.
- Edwards, M, Richardson, A (2004) Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430: 881-884
- Engle, D. L., & Melack, J. M. (1993) Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography*, 38(7), 1500-1520.
- Ferrelli, F. & Aliaga, V. S. (2015) Variabilidad de las precipitaciones y sus efectos sobre la respuesta espacio-temporal de cuerpos de agua en la Región Pampeana, Argentina. Trabajo de aplicación final de Especialización en teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio del medio ambiente. Universidad Nacional de Luján, Luján, Argentina.
- Ferrelli, F (2016) Efectos de eventos El Niño y La Niña sobre las lagunas del sur de la Región Pampeana (Argentina) *InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade*, 2 (6), 122-142.
- Ferrer, N.C. ; Cony, N. L.; Forneron, C. F.; 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; *Instituto de Limnología “Dr. R. A. Ringuelet”*; *Biología Acuática*; 27; 1; 129-141.
- Fornerón, C. F. (2008) Hidrografía de la laguna La Salada, Partido de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesina de grado. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 73 pp.
- Forte Lay, J.A., L.B. (2001) Spescha Método para la estimación de la climatología del agua edáfica en las provincias pampeanas de la Argentina *RADA*, 1 (1) pp. 67-75.
- Gabellone, N. A.; Solari, L. C.; Claps, M. C.; Mac Donagh, M. E.; Benítez, H.; Ardohain, M. y Ruiz, G. (2000) Estado trófico de la laguna San Miguel del Monte (Partido de San Miguel del Monte, Buenos Aires). *Diversidad y Ambiente*, 1: 29-35.

- García, A. (1993) Quaternary and recent Lamprothamnium groves (Charophyta) from Argentina. *Hydrobiología* 267:143-154.
- Garibotti, E. (2006) Estudio preliminar de la comunidad zooplanctónica en dos lagunas del sudoeste bonaerense en la primavera de 2006. Tesina de grado. Departamento de 211 Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 51 pp.
- Geest, G. V., Wolters, H., Roozen, F. C. J. M., Coops, H., Roijackers, R. M. M., Buijse, A. D., & Scheffer, M. (2005) Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539 (1), 239-248
- Gelmi, M.; Ferrati, R.; Vornetti, A. y Castets, F. (2004) Estimación de la Variación Temporal de la Disponibilidad de Agua en Sistemas Lacunares Pampeanos. III Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Chascomús, Pcia. de Buenos Aires.
- Geraldi, A. M., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2007) Análisis multitemporal de los usos del suelo mediante aplicación de teledetección y SIG. *Geoacta*, 32, 119-128.
- Gregor, J., & Maršálek, B. (2004) Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, 38(3), 517-522.
- Grimm, A.M. (2011) Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 25, 537-554.
- Hambright, K.D. (1994) Morphological constraints in the piscivore-planktivore interaction: implications for the trophic cascade hypothesis. *Limnology and Oceanography* 39, 897–912.
- Hamilton, S. K., & Lewis, W. M. (1987) Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnology and Oceanography*, 32(6), 1277-1290.
- Hamilton, D. P., McBride, C. G., Özkundakci, D., Schallenberg, M., Verburg, P., de Winton, M., & Ye, W. (2013) Effects of climate change on New Zealand lakes. *Climate Change and Inland Waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies*, 337-366.
- Hanson, P. C. (2007) A grassroots approach to sensor and science networks. *Front Ecol Environ.* 5(7):343.
- Havens, K. E., Fukushima, T., Xie, P., Iwakuma, T., James, R. T., Takamura, N., & Yamamoto, T. (2001). Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*, 111(2), 263-272.
- Havens, K., Paerl, H., Philips, E., Zhu, M., Beaver, J., & Srifa, A. (2016) Extreme weather events and climate variability provide a lens to how shallow lakes may respond to climate change. *Water*, 8(6), 229.
- Harrison, J. A., Maranger, R. J., Alexander, R. B., Giblin, A. E., Jacinthe, P. A., Mayorga, E., & Wollheim, W. M. (2009) The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93(1-2), 143-157.

- Havel, J. E., Shurin, J. B., & Jones, J. R. (2002) Estimating dispersal from patterns of spread: spatial and local control of lake invasions. *Ecology*, 83(12), 3306-3318.
- Head, R. M., Jones, R. I., & Bailey-Watts, A. E. (1999) An assessment of the influence of recruitment from the sediment on the development of planktonic populations of cyanobacteria in a temperate mesotrophic lake. *Freshwater Biology*, 41(4), 759-769.
- Helfenstein, J., & Kienast, F. (2014) Ecosystem service state and trends at the regional to national level: a rapid assessment. *Ecological indicators*, 36, 11-18.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal Phycology*. 35:403-424.
- Holm-Hansen, O., & Riemann, B. (1978) Chlorophyll a determination: improvements in methodology. *Oikos*, 438-447.
- Howarth, R. W., Marino, R., & Cole, J. J. (1988) Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biogeochemical controls. *Limnology and Oceanography*, 33(4part2), 688-701.
- Hulot, F. D. et al. (2000) Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* 405: 340 – 344.
- Hulot, F. D., Lacroix, G., & Loreau, M. (2014) Differential responses of size-based functional groups to bottom-up and top-down perturbations in pelagic food webs: a meta-analysis. *Oikos*, 123(11), 1291-1300.
- Hutchinson, E. (1957) *A treatise of Limnology. Geography, physics and chemistry*. New York. 1015 pp.
- Huszar, V.L.M.; Silva, L.H.S.; Marinho, M.; Domingos, P.; Santanna, C.L. (2000) Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiol.* 424:67-77.
- Iachetti, C. M., & Llames, M. E. (2015) Light limitation helps stabilize the phytoplankton assemblage steady-state in a temperate and highly turbid, hypertrophic shallow lake (Laguna Chascomús, Argentina). *Hydrobiologia*, 752(1), 33-46.
- IPCC, (2007) *Climate Change: The physical science basis, summary for policymakers. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. <http://www.ipcc.ch>.
- Izaguirre, I. (1991) *Fitoplancton de distintos ambientes acuáticos continentales de la República Argentina: Estructura, dinámica y tipificación*. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Izaguirre, I. & Vinocur A (1994) Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina) based on Phytoplankton communities. *Hydrobiologia*; 277: 49.62

- Izaguirre, I., Allende, L., & 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(9), 1079-1097.
- Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G., & Tell, G. (2012) Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, 698(1), 203-216.
- Izaguirre, I., & Saad, J. F. (2014) Phytoplankton from natural water bodies of the Patagonian Plateau. *Advanc. Limnol*, 65, 309-319.
- Jarvis, A., Reuter, H. I., Nelson, A., & Guevara, E. (2008) Hole-filled SRTM for the globe Version 4. available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database (<http://srtm.csi.cgiar.org>).
- Jiang, Y., Zhou, C. H., & Cheng, W. M. (2005) Analysis on runoff supply and variation characteristics of Aksu drainage basin. *Journal of Natural Resources*, 20(1), 27-34.
- Jennings, E, Jones S, Arvola L, Staehr PA, Gaiser E, Jones ID, Weathers KC, Weyhenmeyer GA, Chiu CY, De Eyto E (2012) Effects of weather-related episodic events in lakes: an analysis based on high-frequency data. *Freshw Biol* 57:589–601
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, L. J. Pedersen & L. Jensen, (1998) Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342-343: 151-164.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard & T. Lauridsen, (1999) Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408-409: 217-231.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Søndergaard, M., Hansen, K. M., Andersen, H. E., & Olesen, J. E. (2009) Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1930-1941.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Davidson, T. A., Trolle, D., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., M. Beklioglu., S. Brucet., P. Volta., I. Gonzales-Bergonzoni., Nielsen, A. (2014) Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology* 73(s1): 84-107.
- Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Noges, T & 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(1), 201-227.
- Jennings, E., Jones, S., Arvola, L., Staehr, P. A., Gaiser, E., Jones, I. D., & De Eyto, E. (2012) Effects of weather-related episodic events in lakes: an analysis based on high-frequency data. *Freshwater Biology*, 57(3), 589-601.
- Jonas, R.I., 2000. Myxotrophic in planktonic protists as overview. *Freshwater Biology*. 45: 219-226.

- Jones, J., & Brett, M. T. (2014) Lake nutrients, eutrophication, and climate change. In *Global Environmental Change* (pp. 273-279). Springer Netherlands.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, (1989) The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Kamoto, S.M., (1966) Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62, 1–28.
- Kasprzak, P., Padisák, J., Koschel, R., Krienitz, L., & Gervais, F. (2008) Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 38(3-4), 327-338.
- Knoechel, R., & Blair Holtby, L. (1986) Construction and validation of a body-length-based model for the prediction of cladoceran community filtering rates. *Limnology and Oceanography*, 31(1), 1-16.
- Labraga J, Brandizi L, Lopez M. (2011) Avances en el pronóstico climático de las anomalías de lluvia en la Región Pampeana. *Meteorológica* 36(2): 59–71.
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007) *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Oxford university press.
- Liu, Y., Chen, W., Li, D., Huang, Z., Shen, Y., & Liu, Y. (2011) Cyanobacteria-/cyanotoxin-contaminations and eutrophication status before Wuxi drinking water crisis in Lake Taihu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 575-581.
- Lobo, E. & Leighton, G. (1986) Estructura comunitaria de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol.Mar.* 22:1-29.
- Maidana, N. I., & Romero, O. E., (1995) Diatoms from the hypersaline “La Amarga” Lake (La Pampa, Argentina). *Cryptogamie, Algal.* 16 (3): 173-188.
- Maidana, N. I., Izaguirre, I., Vinocur, A., Mataloni, G., & Pizarro, H. E. (2005) Diatomeas en una transecta patagónico-antártica. *Ecología austral*, 15(2), 159-176.
- Mäler, K. G., Xepapadeas, A., & De Zeeuw, A. (2003) The economics of shallow lakes. *Environmental and Resource Economics*, 26(4), 603-624.
- Margalef, R., (1960) Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In A. A. Buzzati-Traverso (ed.), *Perspectives in marine biology*. Univ. Calif. Press, Berkeley and Los Angeles : 323-349.
- Margalef, R. (1983) *Limnología*. Ediciones Omega, Barcelona, 1010 p.
- Marker, A. F. (1980) Methanol and acetone as solvents for estimating chlorophyll a and phaeopigments by spectrophotometry, *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14, 52-69.

- McQueen, D. J., Post, R., & Mills, E. L. (1986) Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571–1581.
- McKee TB, Doesken NJ, Kleist J. (1993) The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*. American Meteorological Society: Boston, MA, 17(22): 179–183.
- Miller, S. Martin, M.; Touchton, J.; Castenholz, R. (2002) Effects of nitrogen availability on pigmentation and carbon assimilation in the cyanobacterium *Synechococcus* sp. SH-94-5. *Archives of Microbiology* 177: 392-400.
- Moos, M. T., Laird, K. R., & Cumming, B. F. (2009) Climate-related eutrophication of a small boreal lake in northwestern Ontario: a palaeolimnological perspective. *The Holocene*, 19(3), 359-367.
- Moss, B.; Kosten, S.; Meerhoff, M.; Battarbee, R. W.; Jeppesen, E.; Mazzeo, N.; Havens, K.; Lacerot, G.; Liu, Z.; De Meester, L.; Paerl, H., Scheffer, M. (2011) Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1: 101–105.
- Moss, B., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., & Liu, Z. (2013) Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy?. *Hydrobiologia*, 710(1), 3-21.
- Muylaert, K.; Gucht, K. V. D.; Vloemans, N.; Meester, L. D.; Gillis M., Vyverman, W. (2002) Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus top-down variables in four eutrophic shallow lakes. *Applied Environmental Microbiology*, 68: 4740-4750.
- Nedbalová L, Stuchlík E, Struneck 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. *Biologia* 61: 91–100.
- Noges, T., Laugaste, R., Noges, P., & Tonno, I. (2008) Critical N: P ratio for cyanobacteria and N₂-fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Vortsjärvi, North-East Europe. *Hydrobiologia*, 599(1), 77-86.
- O'Farrell, I., Izaguirre, I., Chaparro, G., Unrein, F., Sinistro, R., Pizarro, H., & 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(2), 275-287.
- O'Farrell, I.; Vinocur, A. & de Tezanos Pinto, P. (2015) Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: a morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, 752: 91–102.
- O'Neil JM, Davis TW, Burford MA et al (2012) The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14:313–334
- Padisák, J., Crossetti, L. O., & Naselli-Flores, L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621(1), 1-19.

- Padisák, J., Reynolds, C. S., & Sommer, U. (Eds.) (2013) *Intermediate Disturbance Hypothesis in Phytoplankton Ecology: Proceedings of the 8th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology held in Baja (Hungary), 5–15 July 1991* (Vol. 81). Springer Science & Business Media
- Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisander, P. H., & Dyble, J. (2001) Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World Journal*, *1*, 76-113.
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2009) Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental microbiology reports*, *1*(1), 27-37.
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013) Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. *Microbial ecology*, *65*(4), 995-1010.
- Paerl HW, Hall NS, Peierls BL et al (2014) Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries Coasts* *37*:243–258.
- Parmesan C, Root TL, Willig MR. (2000) Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Am. Meteorol. Soc.* *81*: 443–450.
- Piccolo, M. C. (2013) Estudio integrado ambiental de la plataforma continental interior y media de la zona de El Rincón, Argentina. *Revista Universitaria de Geografía*, *22*(2), 175-176.
- Pielou, E. C. (1969) *An introduction to mathematical ecology*. Wiley-Interscience, New York, 286 p.
- Pinto, J. O., Parsons, D. B., Brown, W. O. J., Cohn, S., Chamberlain, N., & Morley, B. (2006) Coevolution of down-valley flow and the nocturnal boundary layer in complex terrain. *Journal of applied meteorology and climatology*, *45*(10), 1429-1449.
- Pinto, J. O., Parsons, D. B., Brown, W. O. J., Cohn, S., Chamberlain, N., & Morley, B. (2006) Coevolution of down-valley flow and the nocturnal boundary layer in complex terrain. *Journal of applied meteorology and climatology*, *45*(10), 1429-1449.
- Queimaliños, C., (2002) The role of phytoplanktonic size fraction in the microbial food webs in two north Patagonian lakes (Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limol.* *28*: 1236-1240.
- Quirós, R. & Drago, E. (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* (11): 584-591.
- Quirós, R. (2005) *La ecología de las lagunas de las Pampas*. Investigación y Ciencia. Madrid, 13pp.
- Reynolds, C. S. (1984) *The Ecology of Freshwater phytoplankton*. Cambridge University, 384 pp.

- Reynolds, C. S. (1998) What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status?. *Hydrobiologia* 369/370:11-26.
- Reynolds, C. S.; Huszar, V.; Kurk, C.; Naselli-Flores, L. & Melo, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Reynolds CS (2006) *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, New York.
- Rivera-Arriaga, E.; Azuz-Adeath, I.; Alpuche Gual, L. y Villalobos-Zapata, G. J. (Eds.) (2010) *Cambio climático en México: un enfoque costero y marino*. Universidad Autónoma de Campeche, CetyS-Universidad. Gobierno del Estado de Campeche, México
- Rodríguez, M. D. C. L., Campos, M. L., Valle, R., & Niell, G. M. (2016) El fitoplancton como indicador de calidad de masas de agua muy modificadas en la DMA. El lago artificial de As Pontes (A Coruña. España). *NACC: Nova acta científica compostelana. Biología*, (23), 8.
- Rusticucci M., & O. Penalba (2000) Interdecadal changes in the precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature *Climate Research*, 1 (16) , pp. 1-15.
- TEEB (2013) *The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands*. London and Brussels, Institute for European Environmental Policy (IEEP) & Ramsar Secretariat. 78 p.
- Sandgren, C. D., (1988) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press.
- Scian B, Labraga JC, Reimers W, Frumento O. (2006) Characteristics of large-scale atmospheric circulation related to extreme monthly rainfall anomalies in the Pampa Region, Argentina, under non-ENSO conditions. *Theor. Appl. Climatol.* 85(1–2): 89–106.
- Scheffer M, De Redelijkheid MR, Noppert F, (1992) Distribution and dynamics of submerged vegetation in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquat. Bot.* 42:199-216.
- Taboada, M.A., Damiano, F., Lavado, R.S. (2009) Inundaciones en la Región Pampeana. Consecuencias sobre los suelos. Alteraciones de la fertilidad de los suelos: el halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 103-127.
- Thomas C, Cameron A, Green R, Bakkenes M, Beaumont L, Collingham Y, Williams S. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427(6970): 145–148.
- Thornthwaite, C. W., & Mather, J. R. (1957) *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance* (No. 551.57 T515i). Drexel Institute of Technology, Centerton, NJ (EUA). Laboratory of Climatology.
- Torremorell, A.; Bustingorry, J.; Escaray, R. & Zagarese, H. (2007) Seasonal dynamics of a large, shallow lake, Laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37: 100-108.

- Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Döll, P., Jimenez, B., Miller, K., & Shiklomanov, I. (2008) The implications of projected climate change for freshwater resources and their management.
- Scheffer, M., Brock, W., & Westley, F. (2000) Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems*, 3(5), 451-471.
- Schindler, D. W. (1977) Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195(4275), 260-262.
- Schindler, D. W., Bayley S.E & Parker BR. (1996) The effects of climatic warming on the properties of boreal lakes and streams at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *Limnol. Oceanogr*; 41:1004–101.
- Sinistro, R. (2007) Estructura de las comunidades planctónicas y análisis de sus interacciones tróficas en un humedal de la cuenca del Paraná Inferior (Reserva de Otamendi, Buenos Aires, Argentina) Structure of the planktonic communities and analysis of their trophic interactions in a wetland from the basin of the lower Paraná (Natural Reserve Otamendi, Buenos Aires, Argentine) (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires).
- Smith, R. L. & Smith, T. M. (2001) *Ecología*. Ed. Addison Wesley, Madrid, 639 pp.
- Smith, V. J., & Söderhäll, K. (1983) Induction of degranulation and lysis of haemocytes in the freshwater crayfish, *Astacus astacus* by components of the prophenoloxidase activating system in vitro. *Cell and tissue research*, 233(2), 295-303.
- Kopprio, G. A., Kattner, G., Graeve, M., Freije, R. H., & Lara, R. J. (2012) Exceptional lipid storage mode of the copepod *Boeckella poopoensis* in a pampean salt lake, Argentina. *Aquatic Biology*, 15: 275-281
- Sánchez, M. L., Lagomarsino, L., Allende, L., & Izaguirre, I. (2015) Changes in the phytoplankton structure in a Pampean shallow lake in the transition from a clear to a turbid regime. *Hydrobiologia*, 752(1), 65-76.
- Simpsons, E. H. (1949) Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- Shannon, C. E. (1948) A mathematical theory of communications. *Bell Sys. Tech. J.* 27:379-423.
- Smayda T.J. (1998) Patterns of variability characterizing marine phytoplankton, with examples from Narragansett Bay. *ICES J Mar Sci* 55: 562-573.
- Scian, B., Labraga, J. C., Reimers, W. & 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.
- Segal, M. & Kubesh R. (1996) Inferring snow-breeze characteristics from frozen-lake breezes. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 35:1033–1039.

Shen, J. (1998) Numerical modelling of the effects of vegetation and environmental conditions on the lake breeze. *Boundary-Layer Meteorol* 87:481–498

Stevenson, R. Jan, & Kevin D. White. (1995) "A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA." *Hydrobiologia* 297.3: 201-216.

Sosnovsky, A. & Quirós, R. (2006) El estado trófico de las pequeñas lagunas pampeanas. Su relación con la hidrología y la intensidad del uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16: 115-124.

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

Vázquez, P., M. Verni, E. Usunoff, M. Gandini, Extraigas. I (2003) Identificación de patrones de anegamiento en la Cuenca del arroyo del Azul mediante el uso de imágenes LANDSAT. *Revista de la Asociación española de teledetección*. 19, 43-49.

Van Donk, E. & Van de Bund, W. J., (2002) Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*., 72: 261-274.

Verspagen, J. M., Snelder, E. O., Visser, P. M., Joehnk, K. D., Ibelings, B. W., Mur, L. R., & Huisman, J. E. F. (2005) Benthic–pelagic coupling in the population dynamics of the harmful cyanobacterium *Microcystis*. *Freshwater Biology*, 50(5), 854-867.

Vignatti A, Cabrera G, Echaniz S. (2012) 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 Sciences* 7: 93–106.

Vitousek, P. M., Cassman, K. E. N., Cleveland, C., Crews, T., Field, C. B., Grimm, N. B. & Sprent, J. I. (2002) Towards an ecological understanding of biological nitrogen fixation. In *The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales* (pp. 1-45). Springer, Dordrecht.

Voros, L., & Padisak, J., (1991). Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia* 215, 111–119.

Vrba, J., Kopáček, J., Bittl, T., Nedoma, J., Štrojsová, A., Nedbalová, L & Fott, J. (2006) A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia*, 61(20), S441-S451.

Wagner, G., H. Schröder y J. Gurtz. (2002) A model approach for in- and outflow calculation of upper lake constance: An investigation of a 60 year time span and observations about the flood of 1999. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 32 (1): 27-32.

Weathers, K.C, Hanson P.C, Arzberger P, Brentrup J, Brookes J, Carey C.C, Gaiser E, Hamilton D.P, Hong G.S, Ibelings B, (2013). The Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON): the evolution of grassroots network science. *Limnology Oceanography Bull.* 22:71–73.

- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA; Comprehensive Series in Photosciences. US European Society for Photobiology, The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Williamson, C. E., Saros, J. E., Vincent, W. F., & Smol, J. P. (2009) Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2273-2282.
- Winder, M., & Sommer, U. (2012) Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, 698(1), 5-16.
- Wojciechowska, W., (1989) Correlation between biomass, chlorophyll-a, photosynthesis and phytoplankton structure in a lake. *Ecol. Polska* 37, 59–82.
- Wu, N., Huang, J., Schmalz, B., & Fohrer, N. (2014) Modeling daily chlorophyll a dynamics in a German lowland river using artificial neural networks and multiple linear regression approaches. *Limnology*, 15(1), 47-56.
- Zilio, M. I., Alfonso, M. B., Ferrelli, F., Perillo, G. M., & 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.
- Zinger, A. 2000. Relación sociedad naturaleza en ecosistemas de clima templado semiárido. Caso Laguna Chasicó. Provincia de Buenos Aires. Tesis de Magíster. Universidad de Mar del Plata.
- Zhou, Q., Zhang, Y., Lin, D., Shan, K., Luo, Y., Zhao, L. & Song, L. (2016) The relationships of meteorological factors and nutrient levels with phytoplankton biomass in a shallow eutrophic lake dominated by cyanobacteria, Lake Dianchi from 1991 to 2013. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(15), 15616-15626.
- Zohary, T., Padisák, J., & Naselli-Flores, L. (2010) Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia*, 639(1), 261-269.
- Zumpfe, D.E., & Horel J.D., (2007) Lake-breeze fronts in the Salt Lake Valley. *Journal Applied Meteorology Climatology* 46:196–211.

ANEXO

1. Clasificación de grupos funcionales según Reynolds et al., 2002

Tipo de ambiente	Representantes típicos	Tolerancia	Sensibilidad	
A	Clear lakes, well mixed	<i>Urosolenia</i> <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH increase
B	Small, medium shallow lakes, mesotrophic well mixed	<i>Aulacoseira subartica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH increase, silica depletion and stratification
C	Small, medium shallow lakes, mesotrophic well mixed	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i>	Light and carbon deficiency	Silica depletion and stratification
D	Enriched lakes with turbid waters including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia spp.</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	Nutrient depletion
N	Mesotrophic epilimnion	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	Stratification and increased pH
P	Eutrophic epilimnion	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i>	Low light and carbon limitation	Stratification and silica depletion
T	Deep and well mixed epilimnion	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S₁	Mixed layers and turbid	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudoanabaena</i>	Extreme low light	Flushing
S₂	Mixed layers and turbid, shallow	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i>	Extreme low light	Flushing
S_N	Mixed layers and warm	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Anabaena minutissima</i> <i>Raphidiopsis</i>	Extreme low light and low nitrogen	Flushing
Z	Mixed layers and clear	<i>Synechococcus</i> Prokaryotic picoplankton	Low nutrients	Light deficiency and grazing
X₃	Mixed layers and clear and shallow	<i>Koliella</i> <i>Chrysococcus</i> Eukaryotic picoplankton	acid pH	Mixing and grazing

X₂	Mixed layers and clear and shallow	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysocromulina</i> <i>Chlamydomonas</i>	Stratification	Mixing, filtering zooplankton
X₁	Shallow mixed layers in enriched waters	<i>Chlorella</i> <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	Stratification	Nutrient deficiency, filtering zooplankton
Y	Generally in small shallow lakes and enriched	<i>Cryptomonas</i>	Low light	Grazing
E	Generally in small shallow lakes, oligotrophic or in heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> <i>Synura</i>	At low light they switch to mixotrophy	Carbon dioxide deficiency
F	Clear epilimnion	colonial Chlorophyceae <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	Low nutrients and high turbidity	Carbon dioxide deficiency
G	Shallow water columns, rich in nutrients	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	High light	Nutrient deficiency
J	Shallow lakes, rivers and enriched ponds	<i>Pediastrum</i> <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		Sedimentation to low light layers
K	Shallow water columns, rich in nutrients	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		Deep mixing
H₁	nitrogen fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	Low nitrogen, low carbon	Mixing, low light, low phosphate
H₂	big shallow lakes, mesotrophic	<i>Gloeotrichia echinulata</i>		
U	Summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	Low nutrients	Carbon dioxide deficiency
L_o	Summer epilimnia in mesotrophic shallow lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i>	Segregated nutrients	Prolonged or deep mixing
L_m	Summer epilimnia in eutrophic shallow lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	Very low carbon	Mixing, poor stratification
M	Layers daily mixed in small shallow eutrophic lakes at low latitudes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	High insolation	Washing, low light
R	mesotrophic stratified lakes	<i>Planktothrix mougeotii</i>	segregation	water column
V	Metalimnion of mesotrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> <i>Chlorobium</i>	Low light, high segregation	Instability of the water column
W₁	Small organic ponds	Euglenoids <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	Low light, high segregation	Instability of the water column
W₂	Small shallow mesotrophic lakes	<i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	Humic shallow lakes	<i>Gonyostomum</i>	Colored waters	?