

LAGUNAS PERIURBANAS DE CORRIENTES (ARGENTINA): DE LA MESOTROFIA A LA EUTROFIA UN CAMINO DE IDA Y VUELTA EN 20 AÑOS

ALICIA SUSANA GUADALUPE POI^{1,2}, SYLVINA LORENA CASCO^{1,2}, JUAN JOSÉ NEIFF², ROMINA PATRICIA CARNEVALI^{1,2}
Y LUCIANA IRENE GALLARDO^{1,2}

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE)

² Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE), Corrientes

E-mail: guadalupepoi@gmail.com

ABSTRACT. More than 50,000 sub-rounded shallow lakes fed by rain are found on sandy hills fed by rain in Corrientes Province. We selected two lakes near Saladas city as representative of the wetlands prevailing in the region. The aim of this study is to describe the changes in the ecological state of Soto and Sánchez lakes, from the use of the basin and recurrence of wet and dry periods. Thirty non periodic samplings were carried out in each lake between 1992 and 2014, during years with different rainfall regime. According to the annual precipitation we distinguish three periods: 1992-1999 (with high rainfalls); 2000-2010 (with prolonged droughts) and 2011-2014 (with heavy rains concentrated in autumn and spring). At both lakes the aquatic plant volume infested differed over the years. In the first period, Soto Lake became eutrophic due to illegal sewage connections from a new neighborhood. The high ratio depth/depth of the photic zone indicates the state of turbid water with dominance of cyanobacteria and high mean and maximum chlorophyll *a*. After operation of the treatment plant sewage, Soto Lake became characterized as mesotrophic during the dry period and subsequently oligotrophic. During the study period, Sánchez Lake had clear water with a high phosphorus concentration, but it had a single bloom of cyanobacteria in the last period. In lakes fed by rain, long-term studies that include dry and wet periods allow for more accurate diagnosis of the ecological state. The use of different indicators, besides the nutrient content is recommended to determine the trophic state.

Keywords: shallow lakes, subtropical wetlands, alternative states, eutrophication.

Palabras clave: lagunas someras, humedales subtropicales, estados alternativos, eutrofización.

INTRODUCCIÓN

En el paisaje de la Provincia de Corrientes se destacan numerosos cursos de agua orientados con rumbo NE-SO que drenan grandes regiones de esteros y son tributarios del río Paraná. Las lomadas arenosas que los confinan están cribadas por numerosas lagunas pequeñas (< 500 ha) y sub-redondeadas alimentadas por lluvias. La mayoría de ellas tienen baja salinidad, pH variable, buena disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua, baja concentración de nitrógeno total y aguas transparentes colonizadas por vegetación sumergida y palustre (Poi y Galassi, 2013).

A nivel internacional (Jeppesen *et al.*, 1998; 1999; Scheffer & Van Ness, 2007) se ha propuesto que los lagos someros con relativa baja

concentración de fósforo total pueden oscilar entre dos estados alternativos: uno de aguas claras con una extensa cobertura de macrófitas sumergidas y elevada transparencia del agua y otro, de aguas turbias con una alta abundancia de fitoplancton (Hipótesis de los Estados Estables Alternativos). A esta variabilidad se suma la compleja interacción entre factores climáticos y de uso de la tierra. La sucesión de períodos secos y lluviosos determina grandes cambios en la superficie de las lagunas someras, pudiendo llegar a secarse algunas de ellas durante sequías prolongadas.

Las lagunas proveen beneficios tales como recreación, pesca, agua para beber e irrigación

y dilución de contaminantes. Por tal motivo muchas ciudades de Corrientes se han construido en las cercanías de las lagunas siendo una práctica frecuente su uso con fines recreativos, especialmente como balnearios. Durante los períodos de sequía se produce, también, la ocupación del área perimetral de las lagunas por asentamientos precarios cuyos pobladores deben ser evacuados a zonas más altas después de las lluvias intensas.

Las diversas actividades humanas implican diferentes impactos sobre los ecosistemas acuáticos, entre los que se destacan: la descarga de aguas servidas no tratadas desde fuentes puntuales y no puntuales y la descarga de efluentes industriales y agrícolas (Tundisi & Matsumura Tundisi, 2008).

La eutrofización cultural es un proceso de alteración significativa de los ecosistemas naturales provocados por la introducción de nutrientes en concentraciones anormales que produce un aumento de la productividad, por lo tanto es preciso generar el conocimiento de base para decidir acciones de protección ambiental. La determinación del estado trófico por medio de índices permite agrupar a los lagos en categorías (oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hiper-eutróficos) en base al contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo total), la concentración de clorofila *a* y la transparencia del agua (OECD, 1982). Esta clasificación que fue diseñada, en principio, para lagos templados ha sido motivo de discusión en la literatura especialmente en

referencia a los ambientes tropicales que suelen presentar limitación por nitrógeno (Esteves, 2011). Según algunos investigadores (Huszar *et al.*, 1998) el tamaño del fitoplancton así como las especies dominantes, resultan más útiles en la clasificación de lagos tropicales que los criterios basados en la concentración de nutrientes. Además de la condición del lago en sí misma, es importante conocer las características de la cuenca y contemplar una escala temporal amplia (Ryding y Rast, 1992).

El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios de estado ecológico de las lagunas Soto y Sánchez entre 1992 y 2014, derivados del uso de su cuenca y de la recurrencia de períodos lluviosos y secos. Se tomaron como indicadores las características físicas y químicas del agua (en especial su contenido de nutrientes), la biomasa del fitoplancton, la vegetación acuática dominante y los invertebrados que la habitan.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Las lagunas Soto ($28^{\circ}15'12''$ S, $58^{\circ}36'56''$ O) y Sánchez ($28^{\circ}15'55''$ S, $58^{\circ}38'34''$ O) están localizadas en las lomadas arenosas que confinan la cuenca del río Santa Lucía, el cual drena los esteros homónimos. Se posee poca información sobre estos humedales que lindan con los esteros del Batel- Batelito e Iberá (Poi y Galassi, 2013), a pesar de ser parte de la región del Iberá que es un área de alta diversidad.



Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Ambas lagunas (Figura 1) son adyacentes a la ciudad de Saladas (Corrientes), cuya población actual se aproxima a los 24.000 habitantes, 51% corresponde a población urbana y 49% vive en el área rural. El tejido urbano tiene densidad media de 10 habitantes por hectárea. La laguna Soto es muy valorada por sus pobladores que la utilizan como sitio de recreación y parte de ella fue convertida en Balneario Municipal. Saladas pertenece, según la clasificación en zonas agro-económicas homogéneas del INTA (2009), a la región II que corresponde a la zona hortícola, citrícola y forestal del centro oeste de la Provincia de Corrientes.

El clima del área es subtropical húmedo o termal, con veranos cálidos y prolongados e inviernos breves y pocos rigurosos (Bruniard, 1999). Las heladas son poco frecuentes, con 320 a 360 días libres de heladas (Carnevali, 1994).

Entre 1992 y 2014 se realizaron 30 muestreos no periódicos, en cada laguna, en primavera, verano, otoño e invierno durante años con diferente régimen de lluvias para incluir la variación interanual. Para caracterizar el estado ecológico de las lagunas se utilizaron los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua. La temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto en agua fueron medidos con conductímetro y oxímetro polarográfico portátil. El pH fue medido en campo con peachímetro digital. La concentración de clorofila *a*, utilizada para estimar la biomasa del fitoplancton, fue medida por el método fluorométrico (APHA, 1975) en muestras de agua de 500 ml tomadas subsuperficialmente. Los análisis se efectuaron después de 12 hs. de maceración en acetona de las algas suspendidas en el agua y retenidas en filtros de fibra de vidrio GFC de 0,7 a 1,2 μ m. La concentración de nitrógeno total (nitritos + nitratos + amonio) y la de fósforo total fueron medidas por colorimetría (APHA, 1995).

Para comparar la turbidez se utilizó el cociente entre la profundidad media de cada laguna y la profundidad de la zona fótica (P/ZF), medida en cada muestreo con el disco de Secchi (Quirós *et al.*, 2002).

El volumen de infestación por plantas sumergidas fue calculado como el producto del porcentaje de cobertura y la altura de las plantas, dividido por la profundidad del agua y por plantas flotantes libres fue calculado de la misma manera pero considerando la longitud

de las raíces en lugar de la altura de las plantas (Meerhoff *et al.*, 2003).

Los organismos asociados a la vegetación acuática sumergida y flotante fueron colectados con una red de 35 cm de diámetro y 500 μ m de apertura de malla que delimita un área de 962 cm² durante primavera y verano (Poi de Neiff & Carignan, 1997). La información del fito y zooplankton fue extraída de Poi de Neiff *et al.* (1999 b), Frutos *et al.* (2009) y Neiff *et al.* (2008).

Para el análisis de la variación de la lluvia caída se utilizó la información producida por el INTA (Estación Bella Vista). La elasticidad (Neiff, 2001) fue estimada como el cociente entre la superficie de cada laguna en la fase de máximo anegamiento y la superficie en la sequía extrema, utilizando imágenes Google Earth de septiembre de 1998 y octubre de 2009, respectivamente.

La relación entre los principales parámetros físicos y químicos del agua (conductividad eléctrica, pH, contenido de oxígeno disuelto, cociente P/ZF, concentración de clorofila *a*, concentración de nitrógeno total y de fósforo total) de ambas lagunas en los distintos períodos de muestreo fue examinada con el análisis de componentes principales (ACP) utilizando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015). Los datos fueron transformados log (x+1) para reducir la heterogeneidad de las varianzas en caso que fuera necesario.

RESULTADOS

La serie histórica de lluvias (Figura 2) pone en evidencia que las lagunas se localizan en una zona de contacto inestable que determina un régimen poco predecible de precipitaciones. Los valores mensuales máximos registrados (427,7 y 394,8 mm) ocurrieron en enero de 1992 y abril de 1998, coincidentemente con los dos últimos fenómenos de "El Niño" del siglo XX (Figura 2a). Durante estos años, la cantidad de lluvia total anual acumulada fue de 1932,1 mm (1998) y 1834,4 mm (1992). Desde 1999 comienza a evidenciarse valores anuales acumulados menores, lo que es más notorio desde 2004. El prolongado período seco tuvo registros anuales inferiores a 1400 mm anuales y en el año 2008 sólo 850,4 mm (Figura 2b). Esta sequía, con menores valores de humedad relativa del ambiente, fuerte insolación y reducción de

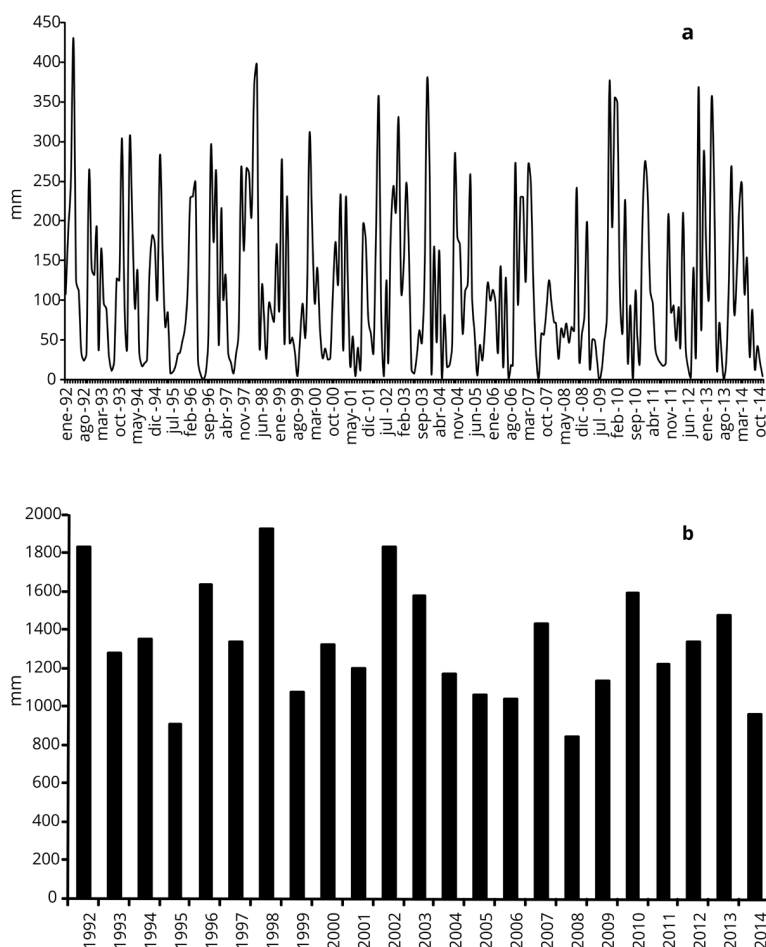


Figura 2. Lluvia caída en la localidad de Bella Vista durante el período 1992-2014. **2a.** Valores mensuales. **2b.** Valores anuales.

las precipitaciones, ocasionó una disminución importante del tapiz herbáceo de la matriz del paisaje y un aumento de las gramíneas fasciculadas (fisonomía de pajonales); reducción del número y de la superficie de los cuerpos de agua menores de dos metros de profundidad. El período 2011-2014, corresponde a una fase climática con volumen de lluvias superior a la media anual. Desde octubre de 2013 se observó una concentración estacional de las precipitaciones, acumulándose 965,7 mm en la primera mitad de 2014 (Figura 2 a y b).

De acuerdo con la precipitación caída en la cuenca, distinguimos tres períodos: 1992-1999 caracterizado por elevados aportes de lluvias,

2000-2010 durante la prolongada sequía y 2011-2014 con lluvias abundantes concentradas en otoño y primavera.

El tamaño y profundidad de la laguna Soto varió durante el período de estudio en función de las lluvias y el cociente de elasticidad fue 1,09. La concentración de oxígeno disuelto se mantuvo elevada en todos los muestreos y el pH en el rango alcalino (Tabla 1). Durante el período 1992-1999 la laguna tuvo dos episodios de eutrofización tal como lo indican Poi de Neiff *et al.* (1999b). El primero se inició en 1992 y fue causado por efluentes de aguas residuales proveniente de un nuevo barrio. El segundo episodio se produjo en 1998, después

Tabla 1. Condiciones limnológicas de las lagunas estudiadas durante el período 1992-2014.

	1992-1999		2000-2010		2011-2014	
	Soto	Sánchez	Soto	Sánchez	Soto	Sánchez
Cociente P/ZF	5,6	2,5	0,9	0,3	0,7	1,8
Nitrógeno total (µg/L)	95,2	83,9	208,3	41,7	33,3	118,3
Fósforo total (µg/L)	56,8	142,7	98,3	219,3	84,1	141,3
Clorofila <i>a</i> promedio (µg/L)	77,1	8,7	6,8	8,3	<5	112,9
Máxima Clorofila <i>a</i> (µg/L)	220,0	35,0	10,0	10,0	5,0	450,0
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,97±1,6	7,6±1,43	7,3±3,1	6,3±1,4	7,6±2,3	8,2±1,2
pH	8,4±1,3	6,98±0,4	8,4±1,1	7,5±1,0	8,3±1,1	7,1±0,8
Conductividad (µS/cm)	121,8 ±36,8	55,6±10,4	225,0±109,3	72,5±15,2	140,0±30,2	64,2±7,97
Vegetación dominante	<i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i> <i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i> <i>Salvinia biloba</i>		<i>Egeria najas</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Salvinia biloba</i>	<i>Egeria najas</i> <i>Salvinia biloba</i>
Índice de infestación	0,05	0,20	0,17		0,44	0,25

del fenómeno “El Niño”, cuando toda la ciudad se inundó (Frutos *et al.*, 2009). Durante el episodio de eutrofia inducida, se produjo disminución en la transparencia del agua debido a la dominancia de cianobacterias, especialmente *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing y la concentración máxima de fósforo, nitrógeno y clorofila *a* llegó a 200 µg/L, 765 µg/L y 220 µg/L, respectivamente. La baja transparencia del agua (disco de Secchi entre 0,27 y 0,78 m) durante la máxima profundidad de la laguna dio como resultado un alto cociente P/ZF promedio (Tabla 1), lo que indica el estado alternativo de aguas turbias. En este período el zooplancton estuvo compuesto por *Keratella cochlearis* forma *tecta* (Gosse, 1851), *Filinia* spp., *Keratella americana* (Carlin 1943), *Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893) y *Brachionus havanaensis* (Rousselet, 1911) si bien la primera especie superó el 50% de la abundancia total del zooplancton (Frutos *et al.*, 2009). La vegetación dominante fue *Salvinia biloba* Raddi, pero con bajo nivel de infestación. Asociado a esta planta acuática se registró un alto número de invertebrados por m² cubierto por la carpeta flotante (108087), lo que representa 71298 invertebrados por kg de peso seco de vegetación. Los ostrácodos representaron más del 50% de la abundancia total.

En el año 2000 comenzó a funcionar la planta de tratamiento de agua para evitar el vertido de los efluentes a la laguna Soto. En el período 2000-2010 la laguna pasa al estado alternativo

de aguas claras indicado por la disminución del cociente P/ZF (Tabla 1) y presentó cobertura de plantas acuáticas sumergidas (*Egeria najas* Planch.) con índice de infestación de 0,17. La concentración máxima y promedio de clorofila *a* disminuyó respecto del período anterior. Debido a la sequía prolongada, la laguna decreció en profundidad, la conductividad del agua aumentó y el pH se mantuvo en el rango alcalino (Tabla 1). En 2008 el fitoplancton estuvo compuesto mayoritariamente por Chlorophyta y, en menor proporción, por formas filamentosas del género *Lyngbya* (Cyanophyta), no observándose formas coloniales del género *Microcystis* (Neiff *et al.*, 2008).

El zooplancton tuvo baja abundancia y estuvo representado por estadios larvales de Copepoda y rotíferos del género *Lecane* que es típico de áreas vegetadas (Frutos *et al.*, 2009). Los invertebrados asociados a *E. najas* fueron muy abundantes (549315 ind/ kg de peso seco de vegetación) con alta proporción de copépodos (41%). El camarón *Pseudopalaemon bouvieri* Sol্লাud fue muy abundante en esta laguna donde sus poblaciones llegaron a 1300 individuos por kg de peso seco de vegetación.

Los aportes de lluvias durante el período 2011-2014 permitieron el aumento en profundidad de la laguna Soto que se mantuvo en el estado de agua claras de acuerdo al cociente P/ZF y la concentración máxima y media de clorofila *a* (Tabla 1). La conductividad del agua disminuyó y el pH se mantuvo en el rango alcalino. En los dos

primeros períodos de la laguna Soto el cociente N/P fue 1,67 y 2,11 respectivamente. En cambio en el último período la laguna estuvo limitada por nitrógeno con un valor de N/P de 0,39. En 2011 la vegetación sumergida fue erradicada del área del balneario por métodos mecánicos, con fines recreativos y se efectuó la siembra de distintas especies de peces, sin estudios previos.

Las plantas flotante libres (*S. biloba*) sirven de hábitat a una colectividad de invertebrados que llega a 146605 individuos por kg de peso seco de vegetación, cifra semejante a la registrada en la vegetación sumergida (140242 individuos, en *E. najas*).

Durante el período de estudio el pH (ANOVA, $F = 22,79$, $p < 0,0001$) y la conductividad del agua (ANOVA, $F = 105,47$, $p < 0,0001$) fueron significativamente menores en la laguna Sánchez que en la laguna Soto, en cambio, la concentración del oxígeno disuelto no presentó diferencias significativas (ANOVA, $F = 1,08$; $p = 0,3023$).

En la laguna Sánchez el cociente P/ZF se mantuvo debajo de 2,29 decreciendo en el período 2000-2010, aumentando nuevamente en el período 2011-2014. La profundidad decreció durante la sequía prolongada y la laguna se secó en 2009. Por tal motivo su cociente de elasticidad (4,29) es mayor que el de la laguna Soto. En el período 1992-1999 el fitoplancton estuvo compuesto por algas de pequeño tamaño del género *Cryptomonas* (Cryptophyta) y diato-

meas, como *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen y el zooplancton estuvo dominado por rotíferos (*K. cochlearis* y *Polyarthra* spp.). La abundancia de los invertebrados que habitan las frondes de *S. biloba* (9951 ind/m² y 7619 ind/kg de peso seco de vegetación) fue 10 veces menor que la registrada en la laguna Soto.

En el período 2000-2010 la concentración máxima de clorofila *a* (como indicadora de la biomasa de algas) disminuyó a 10 µg/L y las algas más abundantes del fitoplancton (Neiff et al., 2008) fueron Cyanophyta y Cryptophyta (*Cryptomonas* spp.). El zooplancton de la laguna Sánchez (Frutos et al., 2009) tuvo baja abundancia (menor de 100 ind/L) y las especies dominantes fueron rotíferos (*K. cochlearis*). No se observaron floraciones de algas en el siguiente período con excepción de un muestreo realizado después de lluvias intensas (noviembre de 2014) en el cual se observó una floración de *Anabaena* sp. y el valor máximo de concentración de clorofila *a* (Tabla 1). En este último período la abundancia de invertebrados fue baja si se la compara con la indicada para la laguna Soto, tanto al analizar las carpetas de *S. biloba* (33161 ind/kg peso seco de vegetación) como las praderas sumergidas de *E. najas* (9149 ind/kg peso seco de vegetación) durante el verano.

El cociente N/P fue siempre inferior a 1 (Tabla 1), por lo que esta laguna estuvo limitada por la disponibilidad de nitrógeno durante todo

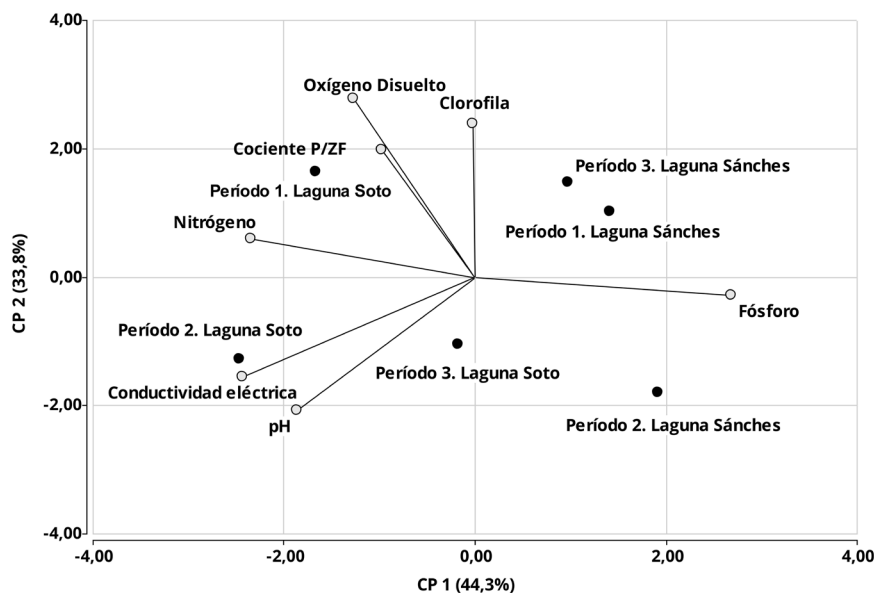


Figura 3. Relación entre variables ambientales (vectores con círculos grises) y lagunas (vectores con círculos negros) en los tres períodos: Período 1 (1992-1999); Período 2 (2000-2010) y Período 3 (2011-2014).

el período de estudios.

Durante el período de sequía la vegetación palustre que rodeaba a la laguna fue erradicada y el área litoral de la laguna fue utilizada para cría de ganado vacuno. Cuando la laguna comenzó a llenarse en el período 2011-2014 la materia orgánica aportada por el ganado se incorporó a la laguna por escorrentía.

El ACP (Figura 3) aplicado a las características ambientales, segregó a la laguna Sánchez de la laguna Soto. El período de sequía prolongada (2) de la primera laguna es segregado de los períodos 1 y 3. En la laguna Soto el período 1 se separa claramente del 2 y del 3. El fósforo es la variable que otorgó el mayor aporte a la componente principal 1 (0,95). Las variables clorofila (0,74) y oxígeno disuelto (0,86) representaron los mayores aportes en la conformación de la componente 2. El porcentaje acumulado de varianza explicada por las dos primeras componentes alcanzó 78%. El ACP valida los períodos seleccionados a priori en función de las características de las lluvias caídas en la cuenca.

DISCUSIÓN

Según los valores límites de la transparencia del agua, fósforo total, clorofila *a* promedio y máxima fijados por la OECD (Ryding y Rast, 1992), la laguna Soto fue eutrófica en el período 1992-1999. La dominancia de cianobacterias, la alta proporción de rotíferos indicadores y la alta abundancia de invertebrados apoyan esta categorización. Sin embargo la concentración de nitrógeno total está por debajo de los límites fijados por la citada bibliografía. En el período 2000-2010 la laguna pasa a un estado de mesotrofia y de oligotrofia en 2011-2014, disminuyendo los citados parámetros, pero manteniendo una alta carga de fósforo total. La laguna Sánchez puede ser categorizada como mesotrófica o eutrófica en el período bajo el efecto del fenómeno “El Niño”, según que parámetro se considere, aunque no desarrolló floraciones de cianobacterias. En el período 2011-2014 es una laguna de aguas claras en la mayoría de los muestreos, pero eutrófica debido a los valores promedio y máxima de clorofila *a* (debido a una floración de cianobacterias) y la alta concentración de fósforo. Esto pone en evidencia que en clima subtropical las lagunas son muy dinámicas cuando se analizan diferentes períodos climáticos y, en algunos ca-

sos, la clasificación trófica no es fácil de asignar con los modelos de los climas templados.

Por ejemplo, si utilizamos los valores límites de la medida del disco de Secchi propuestos para la eutrofia de lagos templados (entre 1,5 y 3 m) la mayoría de los lagos someros pertenecen a la categoría de eutróficos por su baja profundidad. En cambio la relación P/PZF resultó de mayor utilidad al relacionar la profundidad con la transparencia del agua medida con el disco de Secchi.

La vegetación sumergida tuvo valores altos de infestación en los períodos de aguas claras y una especie de planta acuática flotante libre (*Salvinia biloba*) colonizó las lagunas en condiciones de limitación por nitrógeno. En la literatura internacional (Scheffer & Van Ness, 2007) se menciona que en el período de aguas claras la invasión de las plantas flotantes libres está impedida por la reducida disponibilidad de nutrientes. Sin embargo en un trabajo previo, realizado en condiciones experimentales se encontró que *S. biloba* puede duplicar su biomasa cada 10 días en condiciones de limitación por nitrógeno (Casco *et al.*, 2003) en las lagunas de Corrientes.

La vegetación sumergida debe ser conservada en estas lagunas por ser el hábitat donde se desarrollan un alto número de invertebrados que constituyen el alimento para los peces (Poi de Neiff *et al.*, 1999a) y para otras comunidades. Además, en las praderas de *Egeria najas* se desarrolla y reproduce el camarón *Pseudopalemon bouvieri* que tiene una distribución restringida, a los cuerpos de agua de la Mesopotamia argentina. Esta especie presenta un desarrollo larval completamente abreviado y de los huevos eclosionan individuos con características semejantes a pequeños adultos, lo que es interpretado como una adaptación a las aguas con baja salinidad (Carnevali, 2012; Carnevali *et al.*, 2012). La abundancia de invertebrados fue muy alta durante los eventos de eutrofización, lo que probablemente se relacione con la alta concentración de oxígeno disuelto en ambas lagunas.

Son necesarios estudios a largo plazo en lagunas alimentadas por lluvias que contemplen períodos secos y lluviosos para dar un diagnóstico preciso del estado ecológico. En ese contexto el cociente de elasticidad es una medida de suma utilidad. En lagunas tropicales

y subtropicales con limitación de la producción primaria por nitrógeno es necesario el análisis de distintos indicadores, además de contenido de nutrientes. La concentración de clorofila *a* planctónica respondió al ingreso de nutrientes pero la especie dominante de algas varió en las diferentes floraciones ocurridas en las dos lagunas.

Las lagunas someras estudiadas tienen flujos horizontales con las áreas aledañas a través de fuentes difusas no solo de aportes de efluentes sino del área litoral en forma de materia orgánica muerta. El tratamiento del estado trófico de estos cuerpos de agua requiere un abordaje diferente porque éstas tienen un contacto periódico con las áreas de aporte y no se comportan como sistemas de tendencia casi cerrada de circulación vertical como los lagos profundos.

De acuerdo a Tundisi & Matsumura Tundisi (2008) los índices tróficos funcionan como referencias y permiten seguir las alteraciones cuantitativas que ocurren en los lagos, en respuesta al aporte de nutrientes. Por tal motivo, las adaptaciones a las características de los lagos someros tropicales y subtropicales, constituyen una herramienta útil para medir la recuperación de los cuerpos de agua y prevenir su eutrofización.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal técnico del CECOAL por su colaboración en los trabajos de campo y en los análisis químicos de las muestras de agua. Al personal de la Municipalidad de Saladas. A las alumnas de la FACENA (UNNE), Cecilia Yaya y Andrea Romero, que colaboraron con los muestreos en el último período, realizando sus trabajos finales de graduación en ambas lagunas. El trabajo fue financiado con el proyecto "Análisis del estado ecológico de lagunas periurbanas (Corrientes, Argentina)" PI 2011Q001 SGCYT (UNNE).

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF. (1975).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th edition. Washington: Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. (Eds.).
- APHA, AWWA, WEF. (1995).** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition. Washington: Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E. (eds.).
- Bruniard, E. (1999).** Los Regímenes hídricos de las Formaciones Vegetales. Aporte para un Modelo Fitoclimático Mundial. Resistencia: Ed. EUDENE.
- Casco, S.L., Poi de Neiff, A., Frederigi Benassi, R. & Neiff, J.J. (2003).** Crescimento de plantas flutuantes livres em condições limitantes de nitrogênio. Iheringia (Botânica), 58: 181-193.
- Carnevali, R. (1994).** Fitogeografía de la provincia de Corrientes. Corrientes: Ed. Gobierno de la Provincia de Corrientes.
- Carnevali, R.P. (2012).** Aspectos biológicos y ecológicos de *Pseudopalaemon bouvieri* Sol্লাud, 1911 (Crustacea, Palaemonidae) en lagunas de la provincia de Corrientes. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- Carnevali, R.P., Collins, P.A. & Poi de Neiff A.S.G. (2012).** Trophic ecology of the freshwater prawn, *Pseudopalaemon bouvieri* (Decapoda: Palaemonidae) in Northeastern Argentina, with remarks on population structure. Revista de Biología Tropical, 60: 305-316.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M. & Robledo C.W. (2015).** InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Esteves, F.A. (2011).** Fundamentos de Limnología. Rio de Janeiro: Editora Intêrciencia/FINEP.
- Frutos, S.M., Poi de Neiff, A. & Neiff, J.J. (2009).** Zooplankton abundance and species diversity in two lakes with different trophic states (Corrientes, Argentina). Acta Limnologica Brasiliensia, 21: 367-375.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Domingos, P., Marinho, M. & Melo, S. (1998).** Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. Hydrobiologia, 369/370: 59-71.
- INTA. (2009).** Zonas Agro-Económicas Homogéneas Corrientes. En: Acosta F., Giménez, L., Richieri, C., Calvi, M. (Eds.): Estudios socio-económicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales, 8: 1-75. Buenos Aires: INTA.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (Eds.) (1998).** The

structuring role of submerged macrophytes in lakes. Ecological Studies. Nueva York: Springer-Verlag.

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M. & Lauridsen T. (1999). Trophic dynamic in turbid and clear water lakes with emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408-409:217-231.

Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B. & Rodríguez-Gallego, L. (2003). The structuring role of free floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377-391.

Neiff, J.J. (2001). Diversity in some tropical wetland systems of South America. En: Gopal, W., Junk, J., Davis, J.A. (Eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Volume 2 (1-60 p). The Netherlands: Backhuys Publishers, Leiden.

Neiff, J.J., Ramos, A.O., Cáceres, J.R., Zalocar, Y., Frutos, S.M., Forastier, M., Poi de Neiff, A.S.G., Carnevali, R. y Casco, S.L. (2008). Calidad de las aguas de la Laguna Soto, Saladas, Corrientes, Argentina. Informe técnico de circulación restringida. Municipalidad de Saladas (Corrientes).

OECD -Organization for Economic Cooperation and Development-. (1982). Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control. Final Report. OECD, Paris. 154 p.

Poi de Neiff, A. & Carignan, R. (1997). Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 345: 185-196.

Poi, A. & Galassi, M.E. (2013). Sistema 4c - Humedales de los grandes esteros de la provincia de Corrientes. En: Benzaquen, L., Blanco, D., Bó, R., Kandus, P., Lingua, G., Minotti, P., Quintana, R., Sverlij, S., Vidal, L. (Eds.). *Inventario de los humedales de Argentina: sistemas de paisajes de humedales del corredor fluvial Paraná Paraguay*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 223-232 p. Proyecto GEF 4206 PNUD ARG 10/003. Buenos Aires.

Poi de Neiff, A., Canon Verón, M. y Frutos, S.M. (1999a). Relaciones tróficas entre peces, macroinvertebrados y zooplancton en una laguna eutrófica (Corrientes, Argentina). *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas de la UNNE 1999*. URL <http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/cyt2000.htm>. EUDENE.

Poi de Neiff, A., Neiff, J.J., Patiño, C.A., Ramos, A.O., Cáceres, J.R., Frutos, S.M. y Canon Verón, M. B. (1999 b). Estado trófico de dos lagunas en planicies anegables con áreas urbanas. *FACENA*, 15: 93-110.

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.

Ryding, S.O. y Rast, W. (1992). El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Madrid: Ed. Pirámide/UNESCO.

Scheffer, M. & Van Ness, E.H. (2007). Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455-466.