

APLICACIÓN DE ÍNDICES BIÓTICOS BASADOS EN DIATOMEAS EPÍFITAS SOBRE *Schoenoplectus californicus* (C.A. MEY.) SOJÁK, EN LAGUNAS PAMPEANAS DE ARGENTINA

MARÍA ELICIA MAC DONAGH¹, JUAN MARTÍN PAREDES DEL PUERTO¹, PAULA ALTIERI¹
Y MARÍA GABRIELA CANO^{1,2}

¹División Ficología, Museo de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, La Plata

²Instituto de de Fisiología Vegetal (INFIVE), CCT La Plata-CONICET

E-mail: mmacdonagh@fcnym.unlp.edu.ar

ABSTRACT. The objective of this work is to compare epiphytic diatom-based biotic indexes in lakes with distinct land-uses in their watersheds. Bulrush epiphytes and water physico-chemical characteristics were seasonally sampled in two geomorphological similar pampean shallow lakes. Seven diatom-based biotic indexes were calculated together with similarity, diversity and eutrophication indexes. According to TSI indexes Lacombe lake was eutrophic most of the time whereas La Rosita had a more variable trophy (meso-eutrophic) throughout the seasons. The latter also reached the lowest (chlorophyll *a*) and the highest (TP) TSI values. La Rosita always showed lower diversity and richness values than Lacombe, with a less variable specific composition through time. In those biotic indexes in which more than 70% of taxa recorded had an indication value, differences between both lakes were evinced. Several of these indexes gave worse scores to La Rosita. The IDG index could discriminate the most extreme cases. The worst conditions in La Rosita were found in spring and summer, evidenced by the IPS, TDI and IDG indexes and by Rott-t index only in spring. In Lacombe, the TDI and Rott-t indexes showed a worsening of the water quality in autumn. The TDI and the % PT were the indexes that best discriminated the differences in water quality. The less sensitive indexes were IPS, EPI-D, Rott-t and TDIL; although the latter is shallow-lake specific.

Keywords: periphyton, bulrush, ecological indicators, shallow lakes, clear and turbid states.

Palabras clave: perifiton, junco, indicadores ecológicos, lagos someros, estados claros y turbios.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas pampeanas son naturalmente eutróficas y los impactos antrópicos usuales en estos cuerpos de agua están relacionados con el aporte de nutrientes y materia orgánica desde la cuenca; en consecuencia, las lagunas más impactadas frecuentemente presentan estados hipereutróficos (Quirós *et al.*, 2002; Rennella & Quirós, 2006; Sosnovsky y Quirós, 2006). Según Quirós *et al.* (2002) los diferentes usos de la tierra pueden ordenarse en un gradiente creciente de impacto, desde la ganadería extensiva, pasando por ganadería semi-intensiva y agricultura hasta agricultura intensiva, "feed-lots" y descargas urbanas. El estado trófico de los cuerpos de agua se evalúa usualmente a partir de variables del agua como la transparencia, concentración

de fósforo total y concentración de clorofila *a* fitoplanctónica, o también a partir de la densidad del fitoplancton. Tradicionalmente se considera que estas medidas indican, de forma más o menos directa, el potencial productivo de un cuerpo de agua (Wetzel, 2001).

Por otro lado, según Scheffer (1998) y Peckham *et al.* (2006), los lagos someros son ecosistemas complejos, en los que la relación entre la concentración de fósforo en el agua y la clorofila fitoplanctónica no es directa. Según estos autores, dentro de cierto rango intermedio de nutrientes pueden dominar o bien las macrófitas o bien el fitoplancton en tanto que las categorías tróficas extremas (oligotrofia e hipereutrofia), se corresponden

con los estados estables de equilibrio claro y turbio, respectivamente. Sin embargo, en las situaciones intermedias de mesotrofia y eutrofia se puede registrar la ocurrencia tanto de estados alternativos claros como turbios según el tipo de productores dominantes. Así, si predominan las macrófitas sumergidas y el perifiton como productores, los cuerpos de agua presentan elevada transparencia, aún con concentraciones relativamente altas de fósforo en el agua (Scheffer, 1998). En particular, en lagos someros pampeanos se ha demostrado que la producción primaria del perifiton (ya sean algas epífitas o epipélicas) puede ser igual o incluso mayor a la del fitoplancton (Conde *et al.*, 1999; Cano *et al.*, 2008), por lo cual se pone en evidencia la necesidad de incluir al perifiton como indicador del estado trófico de las lagunas pampeanas.

La importancia ecológica de las algas epífitas es reconocida desde el punto de vista legal a nivel internacional. Por ejemplo, la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea exige incluir a las diatomeas adheridas a sustratos en los monitoreos del estado ecológico de los cuerpos de agua de Europa (AENOR, 2004; King *et al.*, 2006). Las diatomeas en particular, han sido ampliamente utilizadas como indicadores del estado trófico ya que las condiciones tróficas son uno de los factores más importantes que determinan su distribución en los cuerpos de agua dulce (Beese-Lototskaya *et al.*, 2011). Además, presentan numerosas ventajas metodológicas como la posibilidad de montar preparados fijos que permiten conservar el material a fin de realizar auditorías e intercalibraciones.

Con el objetivo de cumplir con la DMA se han desarrollado en Europa diversos índices basados en diatomeas. La mayoría fueron diseñados originalmente para ambientes lóticos. Según King *et al.* (2006) y De Nicola & Kelly (2014) los mismos índices podrían ser aplicados en el monitoreo de ambientes lénticos. Hasta el momento, distintos índices basados en las algas del perifiton han sido aplicados en lagos europeos para evaluar su estado trófico (Kitner & Poulícková, 2003; Poulícková *et al.*, 2004; Stenger-Kovács *et al.*, 2007; Bennion *et al.*, 2014; Kelly *et al.*, 2014). Por lo general, en estos trabajos no hay un consenso acerca de cuál es el mejor índice para aplicar en lagos, sino que en cada situación particular se

deben considerar diversos índices y a partir de la comparación con otros datos como el fósforo total en el agua se establece la calificación más certera del estado trófico. En América del Sur se han desarrollado índices tróficos basados en diatomeas, en ambientes lóticos tropicales (Lobo *et al.*, 2015; 2016) con una flora diferente a la de las lagunas pampeanas. En nuestro país, los estudios sobre diatomeas indicadoras de la calidad del agua se han desarrollado en ambientes lóticos de la Provincia de Buenos Aires, en general utilizando diatomeas epipélicas (Gómez, 1998, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Licursi & Gómez, 2002, 2003) y en menor medida utilizando el perifiton sobre macrófitas emergentes como *Typha latifolia* L. (Giorgi & Malacalza, 2002) y *Schoenoplectus californicus* (C.A. Mey.) Soják (Bauer *et al.*, 2007).

De acuerdo con estos antecedentes, no está claro cuál sería el índice más adecuado para evaluar sistemas lénticos pampeanos, dado que el desarrollo de los índices específicos para lagos es reciente y no ha sido abordado hasta el momento en Argentina.

Las comunidades algales de las lagunas Lacombe y La Rosita han sido estudiadas desde un punto de vista ecológico y se ha hecho hincapié en los estados alternativos de equilibrio y en la conectividad entre las fracciones epipélicas, epífitas y planctónicas (Dos Santos *et al.*, 2008; Cano, 2009; Cano *et al.*, 2008, 2012, 2013, 2016; Casco *et al.*, 2009; Mac Donagh *et al.*, 2009) pero no en el estado trófico o en la utilidad de las algas como indicadoras.

De acuerdo con Quirós *et al.* (2002) se puede esperar que el grado de impacto debido al uso del suelo en La Rosita (descargas pluviales) sea mayor que en Lacombe (agricultura) y nosotros esperamos que estas diferencias se vean reflejadas en los índices basados en la composición de la taxocenosis de las diatomeas epífitas sobre junco. En particular, estimamos que aquellas taxocenosis de la laguna La Rosita serán representativas de un estado trófico más elevado que las de la laguna Lacombe y que los índices utilizados mostrarán dichas diferencias.

El objetivo específico del presente trabajo consistió en evaluar la utilidad de la aplicación de distintos índices bióticos basados en diatomeas epífitas sobre junco, comprobando si reflejan o no, las diferencias en el tipo de impacto antrópico de dos sistemas lacustres pampeanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se eligieron dos cuerpos de agua arreicos, cercanos entre sí (Figura 1), con características morfométricas muy similares (Tabla 1) pero con distinto tipo de uso del suelo en la zona del peligro. La ausencia de conexión con redes hídricas superficiales, ha permitido evaluar los efectos del uso del suelo en sus inmediaciones exclusivamente, sin la influencia de otras fuentes de impactos. La laguna Lacombe se encuentra en una zona rural donde se practica la agricultura (trigo y soja) y el acceso del turismo está restringido, limitándose el uso a la pesca deportiva en forma ocasional. En contraste, la laguna La Rosita se encuentra adyacente a la localidad de Castelli (8205 habitantes según el INDEC (censo 2010), recibe desagües pluviales, su línea de costa fue modificada con fines turísticos, se hace un uso recreativo intenso en sus alrededores y presenta déficit de oxígeno en profundidad durante casi todo el año (Dos Santos *et al.*, 2008).

La laguna Lacombe presenta una gran área

central de macrófitas emergentes formada exclusivamente por *S. californicus*. Si bien la laguna Lacombe puede presentar estados de aguas claras dominados por *Stuckenia pectinata* L. (Börner) y *Myriophyllum quitense* (Kunth) Casco *et al.*, 2009), durante el período estudiado en el presente trabajo la laguna se encontró siempre en estado turbio. La laguna La Rosita está colonizada por dos tipos de macrófitas emergentes (*S. californicus* en un 80% del área y *T. latifolia*). Durante este estudio, se encontró siempre en estado claro presentando una abundante biomasa de macrófitas sumergidas que ocuparon toda la columna de agua, principalmente *Ceratophyllum demersum* L. (100% de cobertura) y en menor medida otras especies como *S. pectinata*, *M. quitense*, y *Utricularia* sp. (Dos Santos *et al.*, 2008).

Análisis de los datos

Se realizaron cuatro muestreos con frecuencia estacional, durante los años 2005 a 2006. En cada laguna se eligió un sitio profundo con presencia de juncos y se registró



Figura 1. Ubicación de las lagunas Lacombe y La Rosita.

Tabla 1. Ubicación geográfica y características morfométricas de las lagunas.

	Lacombe	La Rosita
Ubicación geográfica	35°05'S, 57°53'O	36°06'S, 57°47'O
Área (ha)	130	162
Longitud máxima (m)	1750	1600
Longitud de la línea de costa (m)	5600	6000
Profundidad máxima en el período de estudio (m)	1,45	1,40

la altura hidrométrica, la transparencia del agua mediante el disco de Secchi y, en forma subsuperficial, las variables físico-químicas: temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto, salinidad y conductividad con un multímetro Horiba U 10. Se tomaron muestras subsuperficiales de agua para análisis de clorofila y fósforo. Se midió en laboratorio la concentración de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en el agua, según APHA (1995). Para determinar la concentración de la clorofila *a* fitoplanctónica se filtró un volumen de agua de 500 ml y para la determinación de la clorofila epifítica se utilizó el material raspado a partir de un área conocida de la superficie del junco (dos réplicas). En ambos casos se filtró la muestra utilizando filtros Whatman GF/C que fueron colocados en freezer durante 48 hs. Se extrajo la clorofila con acetona 90% V/V y se realizó la lectura espectrofotométrica de la clorofila *a* (APHA, 1995). Los cálculos de la concentración de clorofila se realizaron según Lorenzen (1967) y en el caso de la clorofila epifítica se siguió la modificación de Varela (1981).

Se comprobó la normalidad y la homocedasticidad de las variables y en los casos en que fue necesario se realizaron transformaciones logarítmicas. Se hicieron ANOVAS de una vía para evaluar diferencias entre lagunas ($p<0,05$) utilizando el software InfoStat/L (Di Rienzo *et al.* 2008).

Como medida del grado de eutrofización de los cuerpos de agua se calcularon los índices de estado trófico de Carlson, a partir de los datos de transparencia del agua (TSI Secchi), concentración de fósforo total (TSI PT) y clorofila *a* (TSI clorofila) (Wetzel, 2001).

Con el fin de minimizar las fuentes de variación de los resultados obtenidos se utilizó siempre el epifiton desarrollado sobre *S. californicus* (junco) por ser una de las macrófitas más abundantes en las lagunas pampeanas

(Solari & Mac Donagh, 2014) y que debido a su forma de vida perenne está presente durante todas las estaciones del año. En cada ocasión se contabilizó la densidad de ejes de *S. californicus*, diferenciando los ejes vivos de los ejes secos en pie, en diez unidades muestrales de 1 m² cada una.

En cada sitio de muestreo se tomaron tres réplicas de epifiton, cortando secciones subsuperficiales de ejes de junco maduros que se conservaron en agua corriente y formol 4%. En laboratorio, se observaron las muestras bajo lupa estereoscópica y microscopio óptico y se procedió al raspado de los epífitos. Los filamentos se identificaron a nivel generico. Posteriormente, se realizó el tratamiento con agua oxigenada 100 V (30% p/v) del material raspado a fin de eliminar la materia orgánica, previo lavado de la muestra para eliminar el formol. Los extractos obtenidos se mantuvieron 48 hs en estufa para facilitar la digestión, y en los casos en que fue necesario se repitió el procedimiento hasta lograr la total eliminación de la materia orgánica (AENOR, 2004). Se realizaron preparados fijos con Naphrax® y se contaron al menos 400 valvas en cada réplica utilizando microscopio óptico con contraste de fases a 1000X.

A partir de los resultados de abundancia relativa de diatomeas se calcularon los índices de diversidad de Shannon-Wiener y la equitatividad asociada para cada muestra (Washington, 1984). Se realizaron comparaciones de la composición específica entre lagunas y dentro de cada laguna mediante el coeficiente de similitud de Bray-Curtis (Washington, 1984). Los resultados se compararon con test t de Student, cuando se comprobó normalidad de los datos mediante Shapiro-Wilks ($p>0,05$) o bien mediante la prueba de Mann-Whitney, utilizando el software InfoStat/L (Di Rienzo *et al.*, 2008).

Se calcularon diversos índices bióticos para diatomeas: Índice de Eutrofización/Polución

basado en Diatomeas (EPI-D: Dell Uomo & Torrisi, 2011), Índice Genérico de Diatomeas (IDG: Coste & Ayphassorho, 1991), Índice Poluto Sensible (IPS: Descy, 1979), Índice de Diatomeas Pampeano (IDP: Gómez & Licursi, 2001), Índice Trófico de Rott (Rott-t: Beese-Lototskaya *et al.*, 2011) y el Trophic Diatom Index (TDI: Kelly & Whitton 1995) que incluye el porcentaje de taxa tolerantes a la polución orgánica (%PT). Esta selección de índices se realizó eligiendo todos aquellos para los cuales al menos el 70% de las especies halladas en las lagunas tenían valor indicador. Además, se calculó el Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL: Stenger-Kovács *et al.*, 2007), a pesar de que sólo el 64% de las especies presentes tenían valor indicador, ya que es un índice diseñado específicamente para lagos someros a partir de diatomeas epifíticas. Los índices IDP, EPI-D, IPS e IDG: tienen categorías de calidad que engloban nutrientes y materia orgánica. Los índices de Rott-t, TDI y TDIL se refieren exclusivamente a categorías de eutrofización.

RESULTADOS

De acuerdo con los parámetros fisicoquímicos del agua, ambas lagunas presentaron características similares (Tabla2) y no se detectaron diferencias significativas mediante los análisis de ANOVA realizados ($p>0,05$).

En la laguna Lacombe, la transparencia del agua alcanzó entre el 61% y el 30% de la columna de agua (invierno y verano, respectivamente). En la laguna La Rosita en cambio, la penetración de

la luz alcanzó hasta el fondo durante el período estudiado.

De acuerdo con los resultados de los índices TSI, la laguna Lacombe presentó un estado eutrófico, excepto el TSI de clorofila en invierno (mesotrófico). En tanto la laguna La Rosita siempre fue calificada como moderadamente eutrófica según los TSI de Secchi y PT y mesotrófica según el TSI de clorofila *a* (Tabla 3).

La concentración de clorofila *a* fue mayor en la laguna Lacombe que en la laguna La Rosita tanto en el fitoplancton como en el epifiton (Tabla 2) aunque las diferencias fueron significativas solamente en cuanto a la clorofila epifítica ($p= 0,041$, $F= 6,71$).

En los cuatro muestreos analizados la densidad de juncos fue más elevada en La Rosita (rango: 70 a 93 ejes/m²) que en Lacombe (rango: 43 a 77 ejes/m²). La menor densidad se presentó en verano en Lacombe y las mayores densidades se encontraron en invierno y primavera en La Rosita, aunque con una muy baja proporción de juncos vivos/juncos secos en pie, en comparación con el resto de las fechas (Figura 2).

Estructura del epifiton

En general, las diatomeas fueron el grupo dominante entre las algas epifitas. Sin embargo, en la laguna Lacombe las clorofitas filamentosas desarrollaron una biomasa importante en algunas ocasiones. En primavera se presentaron filamentos de *Spirogyra* sp. y *Zygnema* sp.; en tanto que en verano se observó una asociación más compleja y además de estas algas se

Tabla 2. Valores promedio y desvío estándar de variables fisicoquímicas del agua, clorofila *a* fitoplanctónica y epifítica en las lagunas Lacombe y La Rosita. Fósforo total (PT); fósforo reactivo soluble (PRS).

	Lacombe	La Rosita
Turbidez (UNT)	74,2 ±69,1	15 ±12,7
Conductividad (µS/cm)	2298 ±260	2083 ±275
Salinidad (psu)	0,11 ±0,01	0,10 ±0,01
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,9 ±2,7	11,7 ±3,4
Temperatura (°C)	19,5 ±7,0	17,9 ±7,2
pH	9,0 ±0,4	9,4 ±0,6
PT (µg/L)	189 ±41)	222 ±222
PRS (µg/L)	23,0 ±5,1	25,0 ±7,2
Clorofila <i>a</i> fitoplanctónica (mg/m³)	95,0 ±139,8	8,8 ±5,2
Clorofila <i>a</i> epifítica (mg/m² superficie de junco)	3,36 ±4,25	0,14 ±0,12

Tabla 3. Índices TSI de Carlson. Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

	Lacombe				La Rosita			
	I	P	V	O	I	P	V	O
TSI Secchi	68,4	75,9	90,4	80,1	64,8	64,7	64,3	64,5
TSI Fósforo Total	74,9	79,4	77,9	73,3	77,5	89,8	62,2	66,3
TSI Clorofila <i>a</i>	48,3	64,1	87,0	61,8	43,9	38,9	54,7	48,5

encontraron diversos filamentos de otras clorofitas (*Bulbochaete* sp., *Oedogonium* spp. y *Coleochaete* sp.) y de cianobacterias (*Aphanotece* sp., *Calothrix* sp., *Lyngbya* sp. y *Oscillatoria* sp.). En La Rosita, en tanto, la comunidad presentó una arquitectura más sencilla constituida, en la mayoría de los casos, por un estrato de escaso desarrollo compuesto principalmente por diatomeas.

La riqueza específica y genérica de diatomeas fue significativamente más alta en Lacombe que en La Rosita ($p<0,05$). La diversidad y la equitatividad no mostraron diferencias significativas entre lagunas ($p>0,05$). El menor valor de diversidad (1,8) se halló en Lacombe en invierno y el mayor (3,5) en esa misma laguna en primavera. La equitatividad fue relativamente alta (promedio 0,7 en ambas lagunas) y constante, hallándose el mínimo valor (0,5) en Lacombe en invierno (Figura 3).

De las 25 especies de diatomeas halladas,

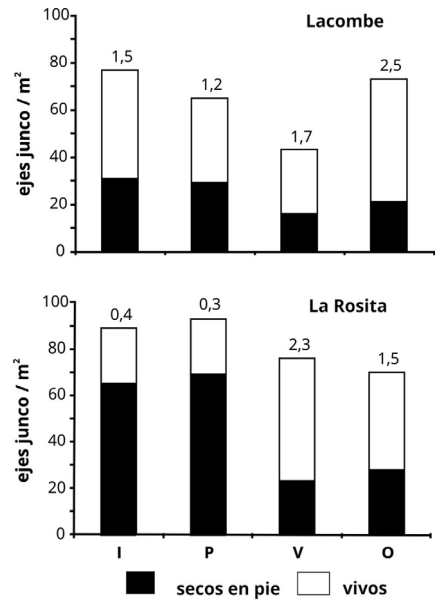


Figura 2. Densidad de ejes (ejes/m²) de *Schoenoplectus californicus* (junco) en las lagunas Lacombe y La Rosita durante el período de estudio (I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño). Se indica en cada caso la proporción entre vivos y secos en pie.

siete fueron encontradas exclusivamente en la laguna Lacombe (*Anomoeoneis sphaerophora*, *Campylodiscus clypeus*, *Sellaphora pupula*, *Nitzschia sigmoidea*, *Rhopalodia operculata*, *Surirella ovalis* y *Tryblionella hungarica*) y una sola fue exclusiva de La Rosita (*Planothidium frequentissimum*) (Tabla 4).

La similitud en la composición específica de las taxocenosis de diatomeas epífitas fue variable según la estación del año. Al comparar muestras contemporáneas de ambas lagunas la mínima similitud se encontró en primavera y la máxima en otoño. Si se consideran todos los coeficientes, se destaca la similitud entre la muestra de otoño de Lacombe y las muestras de La Rosita de todas las estaciones del año (Tabla 5). La similitud promedio entre muestras de Lacombe ($0,40\pm0,13\%$) (Tabla 6) fue significativamente menor ($p<0,05$) que el valor promedio de similitud en La Rosita ($0,59\pm0,10\%$).

Índices bióticos

El 100% de los géneros presentaron valor indicador en el índice IDG. Los demás índices consideran los datos a nivel específico, y al menos el 80% de las especies halladas en las muestras presentaron valor indicador para los índices IPS; IDP y TDI, en tanto que para

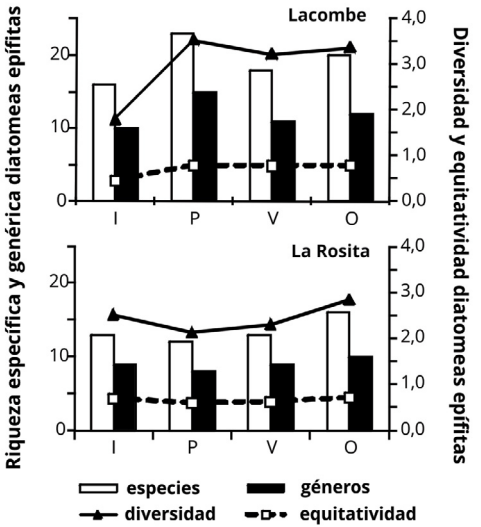


Figura 3. Componentes de la diversidad: riqueza específica y genérica, diversidad (índice de Shannon-Wiener, bits/ind) y equitatividad de las diatomeas epífitas en las lagunas Lacombe y La Rosita durante el período de estudio (I: invierno, P: primavera, V: verano, O: otoño).

Tabla 4. Porcentaje de abundancia relativa (%) de las especies halladas en Lacombe (LA) y La Rosita (LR). Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O). Entre paréntesis se indican aquellas especies que no presentan valor indicador en los índices: 1) IPS, 2) IDP, 3) TDI, 4) EPI-D, 5) Rott-t, 6) TDIL.

Especies comunes a ambas lagunas	I		P		V		O	
	LR	LA	LR	LA	LR	LA	LR	LA
<i>Amphora copulata</i> (Kütz.) Schoen. & Arch. ⁽⁶⁾	0	0,2	0	8,4	0	2,1	0,2	3,0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grun.	0,5	0	0,2	0,1	1,3	0,1	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz. ⁽³⁾	0,9	0,9	0,2	10,0	3,7	1,9	3,3	1,4
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Bréb.	10,4	1,2	4,4	8,4	6,8	16,7	3,9	4,0
<i>E. sorex</i> Kütz. ⁽⁴⁾	0,5	0,2	0,7	0,6	2,9	3,4	0,6	0,2
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr. ⁽⁵⁾	3,6	5,6	0,6	4,4	3,5	3,3	6,7	8,1
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	2,6	3,1	1,3	0,6	1,1	1,0	4,7	5,6
<i>G. truncatum</i> Ehr.	2,7	8,3	0,7	3,0	0,6	0,8	4,4	7,9
<i>Halamphora veneta</i> (Kütz.) Levkov	1,1	0,5	1,0	4,2	9,0	5,3	4,9	9,4
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grun.) Lange-Bert., Metz. & Witkow. ⁽⁶⁾	0	0	0	0,9	0	0,6	0,2	0,7
<i>Mastogloia elliptica</i> (C. Ag.) Cl. ^(1,2,3,4,5,6)	0	0,1	0	2,9	0	20,0	0,4	0,4
<i>M. recta</i> Hust. ^(1,2,3,4,5,6)	0	0	0	0	0	0	0,2	0,6
<i>Navicula margalithii</i> Lange-Bert. ^(4,5,6)	0,2	0,9	0	10,3	0	1,1	1,5	1,1
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.	25,2	3,4	30,9	4,7	16,7	14,2	43,4	22,1
<i>N. palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Grun. ^(2,4,5)	19,4	3,1	30,7	2,4	52,9	15,8	4,7	18,8
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) Müll.	0,2	1,9	0,5	3,7	0,5	12,0	8,0	5,8
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	32,8	70,1	28,8	29,2	0,8	0	13,1	9,9
Especies exclusivas Lacombe								
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> Pfitzer	0	0	0	2,5	0	0	0	0,2
<i>Campylodiscus clypeus</i> (Ehr.) Ehr. ex Kütz. ^(1,2,3,4,5,6)	0	0	0	0,5	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith ⁽⁶⁾	0	0	0	0,7	0	0	0	0
<i>Rhopalodia operculata</i> (C.Ag.) Håkan. ^(2,4,5,6)	0	0	0	0,1	0	0,6	0	0,2
<i>Sellaphora pupula</i> (Kütz.) Mereschk. ⁽⁶⁾	0	0,2	0	1,9	0	1,0	0	0,4
<i>Surirella ovalis</i> Bréb.	0	0	0	0,4	0	0,1	0	0
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grun.) Freng.	0	0,2	0	0,2	0	0	0	0,3
Especie exclusiva La Rosita								
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bert.) Lange-Bert. ⁽²⁾	0	0	0	0	0,2	0	0	0

los demás índices, se pudieron utilizar en el cálculo menores porcentajes de las especies halladas en las muestras (72 % para el índice de Rott-t y para el EPI-D y 64 % para el índice TDIL). Tres especies (*Campylodiscus clypeus*, *Mastogloia elliptica* y *Mastogloia recta*) no presentaron valor indicador en ninguno de los índices utilizados, en general fueron poco abundantes, excepto *M. elliptica* en una ocasión (Lacombe, verano). El resto de las especies que no tuvieron valor indicador en los índices fueron poco abundantes, excepto *Nitzschia palea* var. *tenuirostris* que fue abundante y frecuente y *Gomphonema gracile* que fue frecuente pero poco abundante (Tabla 4).

Las clasificaciones realizadas en base a los índices indicaron para cada laguna más de una

categoría de calidad de agua, dependiendo de la época del año. Incluso, en algunos casos los índices no fueron coincidentes con la categoría asignada a cada muestra (Tabla 7).

El IDG indicó en todas las ocasiones una mejor calidad del agua (valores más altos) en Lacombe con respecto a la misma fecha de La Rosita. Según este índice, en Lacombe la condición varió entre la eutrofización o polución moderada en los dos primeros muestreos a la polución fuerte en los siguientes. En tanto que, en La Rosita varió entre polución fuerte en invierno y otoño a muy fuerte en primavera y verano (Tabla 7).

El IPS, calificó a las lagunas con polución fuerte (Lacombe todo el año y La Rosita en otoño e invierno) a muy fuerte (La Rosita, en

Tabla 5. Coeficientes de similitud de Bray-Curtis. Comparación entre lagunas. Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

		La Rosita			
		I	P	V	O
Lacombe	I	0,52	0,40	0,16	0,39
	P	0,51	0,43	0,29	0,46
	V	0,48	0,37	0,52	0,45
	O	0,67	0,61	0,56	0,72

primavera y verano).

El TDI y el %PT asociado diferenciaron mejor a las lagunas, atribuyendo una mejor calidad del agua a Lacombe que a La Rosita en cada fecha de muestreo. Según el TDI, Lacombe presentó un grado de eutrofización leve (invierno, primavera y verano) a elevado (otoño) y el %PT indicó alguna evidencia de polución solamente en el muestreo de otoño. En la laguna La Rosita el TDI señaló un moderado (invierno) a elevado grado de eutrofización (primavera, verano y otoño). Según el %PT, en esta laguna se encontró evidencia de polución orgánica en invierno y primavera, y un grado mayor de polución orgánica en verano.

Según el IDP, la calidad del agua varió de aceptable (polución y eutrofización moderada) en invierno y verano en la laguna Lacombe a mala (aguas fuertemente poluídas y eutrofizadas con materia orgánica parcialmente degradada y formas reducidas de nitrógeno) en primavera y otoño en Lacombe y en todas las fechas en La Rosita.

El índice EPI-D (o también llamado de Dell' Uomo), que incluye la afinidad de las algas por la materia orgánica, indicó una calidad del agua variable en Lacombe, desde bastante buena a moderadamente poluída y entre levemente poluída a fuertemente poluída para La Rosita.

El índice trófico de Rott-t, que apunta a establecer la relación con el contenido de nutrientes exclusivamente, calificó a ambas lagunas con un elevado grado de eutrofización, variando entre eu - politróficas hasta politróficas.

El TDIL fue el índice que menos diferencias encontró entre lagunas asignando una calidad del agua media en todos los casos, excepto en Lacombe en invierno, oportunidad en que indicó una buena calidad del agua.

Las diferencias temporales halladas recurrentemente con los otros índices no

Tabla 6. Coeficientes de similitud de Bray-Curtis. Comparación de muestras en cada laguna por estaciones del año. Invierno (I), primavera (P), verano (V) y otoño (O).

		Lacombe				La Rosita			
		I	P	V	O	I	P	V	O
I	1	0,48	0,18	0,39		1	0,83	0,52	0,60
P		1	0,37	0,44			1	0,57	0,59
V				1	0,56			1	0,41
O					1				1

podieron ser identificadas con el TDIL. Al respecto, se observa que tanto el índice TDI como el de Rott-t atribuyen una mejor calidad del agua a los 3 primeros muestreos en Lacombe y un empeoramiento de la calidad en otoño. En La Rosita varios índices utilizados identificaron diferencias temporales en la calidad del agua: las peores condiciones fueron encontradas en primavera y verano en forma coincidente por los índices IPS, TDI e IDG y en primavera por el índice de Rott-t.

DISCUSIÓN

De acuerdo con las formas tradicionalmente utilizadas para evaluar el estado trófico (TSI) la laguna Lacombe resultó ser más eutrófica que La Rosita, al contrario de lo esperado según el grado de impacto que implica el distinto uso del suelo de acuerdo con Quirós *et al.* (2002). Lacombe fue calificada como eutrófica según los tres índices TSI (excepto por el valor de clorofila en invierno). En cambio, La Rosita, considerada eutrófica según los TSI de Secchi y PT, fue calificada como mesotrófica según los valores de TSI de clorofila. Según Wetzel (2001) cuando las diferencias entre el TSI de PT y el TSI de clorofila y entre TSI de PT y TSI de Secchi dan valores negativos, como en el caso de La Rosita, es porque factores como la turbidez inorgánica, son los limitantes para el desarrollo algal, y no la concentración de fósforo en el agua.

Considerando los estados alternativos de equilibrio, y dentro del rango de concentraciones de fósforo moderadas como las halladas en estas lagunas, son posibles tanto los estados claros como los turbios (Jeppesen *et al.*, 1990, 2007; Scheffer 1998). Por lo tanto, la relación entre el fósforo y la producción primaria del fitoplancton no es directa. El fósforo incorporado desde la cuenca en una laguna

Tabla 7. Valores de los Índices bióticos de ambas lagunas en: invierno (I), primavera (P), verano (V), otoño (O). Porcentaje de especies (o géneros, en el caso del IDG) con valor indicador en el índice: (% taxa). IDG e IPS: polución moderada o eutrofización (ocre); polución fuerte (naranja); polución muy fuerte (rojo). TDI: Oligotrófico, Mesotrófico (verde), Eutrófico (rojo), Hipereutrófico (negro). IDP: calidad muy buena, buena, aceptable (amarillo), mala (naranja). EPI-D: calidad excelente, buena, bastante buena (verde), polución leve (amarillo), polución moderada (ocre), polución fuerte (naranja). Rott-t: ultraoligotrófico, oligotrófico, oligo a mesotrófico; mesotrófico; meso a eutrófico; eutrófico; eu a politrófico (rojo); politrófico (negro). TDIL: excelente, bueno (verde), medio (amarillo).

% taxa	índice	Lacombe				La Rosita			
		I	P	V	O	I	P	V	O
100	IDG	3,48	3,36	2,97	2,45	2,47	1,95	1,79	2,37
88	IPS	2,97	2,90	2,95	2,31	2,28	1,86	1,57	2,60
84	TDI	2,92	2,95	2,86	4,10	3,74	4,23	4,18	4,26
84	% PT	6,10	3,00	16,8	24,4	22	32	54	9,40
80	IDP	1,93	2,11	1,89	2,17	2,05	2,20	2,32	2,19
72	EPI-D	1,85	2,05	1,60	2,07	1,98	2,21	2,35	2,13
72	Rott-t	3,45	3,34	3,21	3,52	3,15	3,61	3,47	3,59
<70	TDIL	3,24	2,68	2,49	2,34	2,73	2,63	2,13	2,71

clara es también asimilado por las macrófitas y el perifiton. De hecho, en primavera, la concentración de fósforo (PT) en La Rosita, duplicó los valores más altos registrados en Lacombe y esto no se reflejó en valores más elevados de clorofila fitoplanctónica, pero sí en pequeños aumentos de clorofila perifítica en sitios reparados de la laguna (Dos Santos *et al.*, 2006). Uniendo los conceptos de estado trófico y estados alternativos, la laguna Lacombe es manifiestamente eutrófica y turbia, en tanto que La Rosita podría considerarse como una laguna clara que varía entre estados de mesotrofia y eutrofia. Sin embargo, atendiendo a los niveles máximos registrados de fósforo total, ésta última laguna podría volverse eutrófica o hipereutrófica si algún factor (natural o antrópico) actuara eliminando completamente las macrófitas.

Desde el punto de vista estructural, el epifiton de la laguna Lacombe fue más complejo: presentó diversas especies de algas filamentosas que generaron una arquitectura en diferentes estratos en los cuales se observó epifitismo secundario y mayores valores de biomasa (clorofila *a*). Además, en cuanto a la composición de diatomeas, presentó varias especies exclusivas, valores de riqueza específica y genérica significativamente más elevados, y mayor variabilidad a lo largo del tiempo tanto en los índices de diversidad como en los coeficientes de similitud. Por el contrario,

la estructura del epifiton de La Rosita fue menos heterogénea espacialmente (ausencia de algas filamentosas de gran tamaño), menores valores de biomasa (clorofila *a*) y una flora de diatomeas menos diversa. Si bien el uso de la diversidad como un indicador del grado de perturbación en relación con la eutrofización ha sido cuestionado por Stevenson & Pan (1999) entre otros autores, el menor desarrollo de la comunidad epifítica podría indicar la presencia de algún estresor suficientemente potente como para afectarla, aunque el mismo no puede identificarse a partir de este estudio. Los índices bióticos en los cuales al menos el 70% de los taxa hallados tuvieron valor indicador diferenciaron ambas lagunas y muchos de ellos asignaron categorías de peor calidad del agua a la laguna La Rosita. Los índices menos sensibles para detectar diferencias entre lagunas fueron el IPS, el EPI-D, y el Rott-t.

Según la revisión de trabajos realizada por De Nicola & Kelly (2014) los índices basados en identificaciones a nivel de género funcionan tan bien como los realizados con identificaciones a nivel específico. En el presente trabajo, el 100% de los géneros hallados pudo ser utilizado en el cálculo del IDG y este índice representó una aproximación aceptable para identificar los casos más extremos, en forma coincidente con el IPS y el TDI.

Muchos índices, entre ellos el IDP, evalúan en forma conjunta la influencia de los nutrientes

y de la materia orgánica y, en consecuencia, las categorías de calidad del agua establecidas combinan información referida a la eutrofización y la saprobiedad. Por lo tanto, para distinguir el origen del impacto, son utilizados otros índices como el TDI y su %PT asociado, que permiten distinguir entre aportes de materia orgánica y de nutrientes (Kelly & Whitton, 1995). En el caso de las muestras de otoño en Lacombe, el alto %PT asociado al elevado valor de TDI, indica que posiblemente el origen de los nutrientes se relacione con un aporte de carga orgánica. Si bien en la zona aledaña a la laguna Lacombe se practicó agricultura durante el período de estudio, el muestreo de otoño coincidió con la cosecha de soja lo cual podría haber aportado restos de materia orgánica al cuerpo de agua.

El TDIL, a pesar de haber sido diseñado especialmente para lagos someros, no discriminó estados de calidad del agua distintos entre lagunas, ni las diferencias temporales halladas recurrentemente con los otros índices bióticos.

En conclusión, el TDI y el %PT asociado serían los que mejor diferencian la calidad del agua de las lagunas. Estos índices fueron diseñados para ríos de tierras bajas y naturalmente eutróficos, por lo que son aptos para detectar diferencias dentro de un gradiente relativamente elevado de eutrofia (Kelly & Whitton, 1995).

En general, hay consenso internacional en que los índices bióticos desarrollados para ríos pueden ser aplicados en lagos, e incluso en Estados Unidos se utilizan habitualmente como parte de los monitoreos de rutina los mismos índices en ambientes lóticos y lénticos (Kitner & Poulícková, 2003; Blanco *et al.*, 2004; Ács *et al.*, 2005; Cellamare *et al.*, 2012). Según Beese-Lototskaya *et al.* (2011), independientemente de que los índices hayan sido diseñados originalmente para ríos o lagos, los índices resultan confiables cuando más del 50% de las valvas y la mayor cantidad de taxa presentes en la muestra tienen valor indicador. Para los lagos someros pampeanos podrían ser aplicados en principio índices originados en ambientes lóticos, aunque se destaca la importancia de que los índices hayan sido diseñados para un rango de condiciones de moderada a elevada trofia y que la mayor parte de los taxa presentes en las muestras se encuentren incluidos en los índices aplicados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente subvencionado por CONICET (PIP 02216) y por La Universidad Nacional de La Plata (Proyecto N484 y N737).

REFERENCIAS

- Ács, É., Reskóné, N.M., Szabó, K., Taba, G. & Kiss, K. (2005). Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of Lake Velence –recommendations and assignments. *Acta Botanica Hungarica*, 47: 211-223.
- AENOR (2004). Norma española UNE-EN 13946-2004. Calidad del agua. Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos, 24 pp.
- APHA, (1995). Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters. APHA/AWWA/WPCF, Washington, DC.
- Bauer, D.E., Gómez, N. & Hualde, P.R. (2007). Biofilms coating *Schoenoplectus californicus* as indicators of water quality in the Río de la Plata Estuary (Argentina) Environmental Monitoring and Assessment, 133: 309-320.
- Beese-Lototskaya, A., Verdonshot, P.F.M., Coste, M. & Van de Vijver, B. (2011). Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*, 11: 456-467.
- Bennion, H., Kelly, M.G., Juggins, S., Yallop, M.L., Burgess, A., Jamieson, J. & Krokowski, J. (2014). Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33: 639-654.
- Blanco, S., Ector, L. & Bécares, E. (2004). Epiphytic diatoms as water quality indicators in spanish shallow lakes. *Vie Milleu*, 54: 71-79.
- Cano, M.G. (2009). Fitoperifiton de un lago somero y su relación con los estados de biequilibrio. Tesis Doctoral. FCNyM. UNLP. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/27480>
- Cano, M.G., Casco, M.A., Solari, L.C., Mac Donagh, M.E., Gabellone, N.A., & Claps, M.C. (2008). Implications of rapid changes in chlorophyll *a* of plankton, epipelon and epiphyton in a pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614: 33-45.
- Cano, M.G., Casco, M.A., & Claps, M.C.

- (2012). Effect of environmental variables on epiphyton in a pampean lake with stable turbid- and clear-water states. *Aquatic Biology*, 15: 47-59.
- Cano, M.G., Casco, M.A. & Claps, M.C. (2013).** Vertical distribution of epiphyton biomass and diversity in a shallow lake during contrasting ecosystems regimes. *Aquatic Botany*, 110: 38-47.
- Cano, M.G., Casco, M.A. & Claps, M.C. (2016).** Epipelon dynamics in a shallow lake through a turbid- and a clear- water regime. *Journal of Limnology*, 75: 354-367.
- Casco, M.A., Mac Donagh, M.E., Cano, M.G., Solari, L.C., Claps, M.C. & Gabellone, N.A. (2009).** Phytoplankton and epipelon responses to clear and turbid phases in a seepage lake (Buenos Aires, Argentina). *International Revue of Hydrobiologie*, 94: 153-168.
- Cellamare, M., Morin, S., Coste M. & Haury, J. (2012).** Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184: 4685-4708.
- Conde, D., Bonilla, S., Aubriot, L., de León, R. & Pintos, W. (1999).** Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 408/409: 285-291.
- Coste, M. & Ayphassorho, H. (1991).** Etude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques. Application des indices diatomiques au réseau. Cemagref Bordeaux. Agence de l'Eau Artois-Picardie. Rapport Convention d'étude N° 90, 227 p.
- Dell Uomo, A. & Torrisi, M. (2011).** The Eutrophication/Pollution-Index-Diatom based (EPI-D) and three new related indices for monitoring rivers: The case study of the river Potenza (the Marches, Italy). *Plant Biosystems*, 145: 331-341.
- De Nicola, D. & Kelly, M. (2014).** Role of periphyton in ecological assessment of lakes. *Freshwater Science*, 33: 619-638.
- Descy, J.P. & Coste, M. (1991).** A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 24: 2112-2116.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. (2008).** InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dos Santos, A., Cano, M.G. y Casco, M.A. (2008).** Contenido clorofílico del epifiton sobre *Scirpus californicus* en la laguna La Rosita (partido de Castelli). *Biología Acuática*, 24: 149-156.
- Giorgi, A. & Malacalza, L. (2002).** Effect of an industrial discharge on water quality and periphyton structure in a pampean stream. *Environmental Monitoring and Assessment*, 75: 107-119.
- Gómez, N. (1998).** Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research*, 32: 2029-2034.
- Gómez, N. (1999).** Epipellic diatoms of a high contaminated basin from Argentina (Matanza-Riachuelo river): biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2: 301-309.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001).** The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 5: 173-181.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). Censo 2010.** <http://www.indec.gov.ar/>
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Stortkjaer, O. & Olrik, K. (1990).** Fish biomanipulation as lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201: 219-227.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, L. & Jensen, J.P. (2007).** Shallow lake restoration by nutrient loading reduction- some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*, 584: 239-252.
- Kelly, M. & Whitton, B. (1995).** The trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.
- Kelly, M., Urbanic, G., Acs, E., Bennion, H., Bertrin, V., Burgess, A., Denys, L., Gottschalk, S., Kahlert, M., Karjalainen, M.S., Kennedy, B., Kosi, G., Marchetto,**

- A., Morin, S., Picinska-Fałtynowicz, J., Poikane, S., Rosebery, J., Schoenfelder, I., Schoenfelder, J. & Varbiro, G. (2014).** Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia*, 734: 125-141.
- King, L. Clarke, G. Bennion, H., Kelly, M. & Yallop, M. (2006).** Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology*, 18: 15-25.
- Kitner, M. & Poulícková, A. (2003).** Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 519-524.
- Lobo, E., Schuch, M., Heinrich, C., Costa, A., Düpont, A., Wetzel, C. & Ector, L. (2015).** Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring Assessment*, 187: 354-366.
- Lobo, E., Heinrich, C., Schuch, M., Düpont, A., Costa, A., Wetzel, C. & Ector, L. (2016).** Índice trófico da qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. Santa Cruz do Sul. EDUNISC. Recuperado en: <http://www.unisc.br/portal/pt/editora/e-books/428/indice-trofico-de-qualidade-da-agua-guia-ilustrado-para-sistemas-loticos-subtropicais-e-temperados-brasileiros.html>
- Lorenzen, C.J. (1967).** Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrometric equations. *Limnology & Oceanography*, 12: 343-346.
- Licursi, M. & Gómez, N. (2002).** Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales de Limnologie*, 38: 109-118.
- Licursi, M. y Gómez, N. (2003).** Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*, 21: 31-49.
- Mac Donagh, M.E., Casco, M.A., Cano, M.G., Solari, L.C., Claps, M.C. y Gabellone, N.A. (2009).** Fitoplancton, epipelón, materia orgánica y fósforo de una laguna arica en relación con fases claras y turbias. *Biología Acuática*, 26: 133-142.
- Peckham, S.D., Chipman, J.W., Lillesand, T.M. & Dodson, S.I. (2006).** Alternate stable states and the shape of lake trophic distribution. *Hydrobiologia*, 571: 401-407.
- Poulícková, A., Duchoslav, M. & Dokulil, M. (2004).** Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology*, 39: 143-152.
- Rennella, A.M. & Quirós, R. (2006).** The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556: 181-191.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M.B., Rosso, J.J. & Sosnovsky, A. (2002).** Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Solari, L. & Mac Donagh, M.E. (2014).** Lotic and lentic environments of the Pampean Plain. *Advances in Limnology*, 65: 143-165.
- Sosnovsky, A. y Quirós, R. (2006).** El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16: 115-124.
- Scheffer, M. (1998).** Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall. London. 357 pp.
- Stenger-Kovács, C., Buczkó, K., Hajnal, É. & Padisák, J. (2007).** Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589: 141-154.
- Stevenson, R.J., Pan, Y. & Van Dam, H. (1999).** Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (Eds). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge. 2da ed.
- Varela, M. (1981).** El problema de la determinación de clorofila *a* en el fitomicrobentos: discusión sobre la metodología. *Oecologia Aquatica*, 5: 7-19.
- Washington, H.G. (1984).** Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*, 18: 653-694.
- Wetzel, R.G. (2001).** *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press. 1006 pp.